Campagne d'échantillonnage sur le chauffage résidentiel au bois

Rapport d'étude : 1999 à 2002

Anne-Marie Carter
André Germain
Jacques Rousseau
Environnement Canada

Michel Bisson
Ministère de l'Environnement du Québec

Claude Gagnon
Ville de Montréal

Septembre 2004

Environnement Canada Environment Canada

Environnement Québec

Montréal

105-03170/

Cette campagne d'échantillonnage sur le chauffage résidentiel au bois est le fruit d'une collaboration entre les trois organismes suivants :

Environnement Canada :
- Direction de la protection de l'environnement, Région du Québec
- Service météorologique du Canada, Région du Québec
- Laboratoire du Centre de technologie environnementale, à Ottawa

Ministère de l'Environnement du Québec :
- Direction du suivi de l'état de l'environnement
- Centre d'expertise et d'analyse environnementale du Québec

Ville de Montréal :
- Direction de l'environnement

Ce document est disponible en anglais sous le titre *Sampling Program for Residential Wood Heating, Study Report: 1999 to 2002*

Publié avec l'autorisation du ministre de l'Environnement
© Ministre des Approvisionnements et services Canada 2004
Version papier : Numéro de catalogue : EN154-27/2004F
ISBN : 0-662-78066-3
Version PDF : Numéro de catalogue : EN154-27/2004F-PDF
ISBN : 0-662-78067-1

Sommaire
Campagne d'échantillonnage sur le chauffage résidentiel au bois : 1999 à 2002

Une étude réalisée en 1998 par le Regroupement montréalais pour la qualité de l'air (RMQA) identifiait le chauffage au bois comme l'une des sources majeures de pollution atmosphérique dans la grande région de Montréal. Plusieurs études médicales indiquent que la combustion du bois peut avoir un impact nocif sur la santé des gens.

À l'hiver 1999, des prélèvements faits depuis une station de mesure installée à Rivière-des-Prairies, montraient que les teneurs de plusieurs polluants étaient plus élevées dans ce quartier résidentiel qu'au centre-ville de Montréal. Un sondage mené en 2000 confirmait par ailleurs que ce quartier résidentiel situé au nord-est de l'île de Montréal se retrouvait parmi les secteurs de l'île où il y a un nombre plus élevé de résidences utilisant le bois comme mode de chauffage principal ou d'appoint.

La présente étude analyse les résultats obtenus entre décembre 1998 et mai 2002, en comparant les valeurs mesurées en hiver et en été dans un quartier résidentiel où le chauffage au bois est populaire à celles du centre-ville de Montréal. Il évalue aussi l'impact du chauffage résidentiel au bois sur les teneurs des différents produits retrouvés dans l'air et il inclut une analyse de l'influence des paramètres météorologiques. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les dioxines et les furannes (D/F), les composés organiques volatils (COV), les particules fines ($MP_{2,5}$) et les métaux font partie des polluants qui ont été mesurés durant le projet.

Les paramètres météorologiques

Les conditions météorologiques peuvent jouer un rôle significatif sur les concentrations des polluants présents dans l'air ambiant. Par exemple, le vent a pour effet de disperser les polluants émis par des sources locales comme le chauffage au bois. Les soirées d'hiver, lorsque la vitesse du vent est supérieure à 15 km/h dans un milieu caractérisé par le chauffage au bois, les teneurs de $MP_{2,5}$ sont généralement inférieures à 5 $\mu g/m^3$. Par contre, elles peuvent augmenter à plus de 60 $\mu g/m^3$ lorsque la vitesse du vent diminue à moins de 2 km/h. Des vents faibles permettent une accumulation des polluants près des sources d'émission.

Lorsque les conditions météorologiques influencent la variabilité des concentrations des polluants, c'est un indice probable que la source des polluants est d'origine locale. Dans le quartier résidentiel caractérisé par le chauffage au bois, les conditions météorologiques telles que la vitesse des vents, l'humidité relative, la température et la stabilité de l'air peuvent expliquer à elles seules jusqu'à 62 % de la variabilité des concentrations des particules fines ($MP_{2,5}$) mesurées en soirée. Ceci suggère que l'apport des sources locales aux concentrations de $MP_{2,5}$ est important en hiver dans le quartier résidentiel.

Les particules fines

En hiver, les concentrations quotidiennes de particules fines ($MP_{2,5}$) dans le quartier résidentiel (10,1 $\mu g/m^3$) sont supérieures de 10 % par rapport à celles du centre-ville de Montréal, alors qu'il n'y a pas de différence en été. Au centre-ville, les concentrations moyennes saisonnières des $MP_{2,5}$ sont les mêmes, et ce, quelle que soit la saison.

Lorsqu'on considère uniquement les niveaux des $MP_{2,5}$ en soirée (de 18 heures à minuit), la différence entre le quartier résidentiel (13,9 µg/m^3) et le centre-ville de Montréal (11,0 µg/m^3) atteint 26 % en hiver. Enfin, dans le quartier résidentiel, les concentrations des $MP_{2,5}$ en hiver sont supérieures de 57 % à celles mesurées en soirée durant l'été.

Autre observation dans le quartier résidentiel, les concentrations de $MP_{2,5}$ sont les plus élevées les soirs de fin de semaine en hiver. Leurs concentrations horaires moyennes atteignent 17,9 µg/m^3, alors qu'elles ne sont que de 14,6 µg/m^3 en semaine, une différence d'environ 20 %. En été, il n'y a pas de différence significative, qu'il s'agisse des concentrations moyennes des $MP_{2,5}$ durant la journée ou de celles mesurées en soirée

Les métaux

Parmi l'ensemble des métaux mesurés, le potassium (K) mesuré dans les $MP_{2,5}$ est reconnu être un traceur du chauffage résidentiel au bois. Les concentrations de potassium mesurées dans le secteur résidentiel durant la saison hivernale (0,13 µg/m^3) sont 150 % supérieures à celles mesurées au même endroit l'été et 40 % supérieures à celles observées au centre-ville en hiver.

Quelques marqueurs ont été évalués afin d'identifier les sources potentielles des polluants dans l'air ambiant. Seul le ratio potassium sur fer (K/Fe) donnait une indication de la présence du chauffage au bois. Dans le secteur résidentiel, ce ratio est 200 % plus élevé l'hiver (3,6) que l'été, et 80 % plus élevé qu'au centre-ville en hiver.

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques

La concentration journalière moyenne d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) mesurée dans le secteur influencé par le chauffage au bois, durant les quatre hivers, s'élève à 74,6 ng/m^3. Cette concentration est cinq fois supérieure à celle qu'on y mesure l'été et deux fois supérieure à celle du centre-ville en hiver. À la station caractérisée par le chauffage au bois, les valeurs mensuelles les plus élevées surviennent de novembre à février et culminent en janvier.

La variation saisonnière dans le quartier résidentiel est beaucoup plus accentuée qu'au centre-ville de Montréal. Ceci nous indique que la ou les sources de HAP sont présentes à l'année au centre-ville, alors que dans le quartier résidentiel, on y retrouve une source importante de HAP uniquement en hiver. Le transport automobile explique les teneurs relativement constantes observées au centre-ville, tandis que le chauffage au bois peut expliquer les fluctuations importantes observées entre les saisons d'hiver et d'été dans le quartier résidentiel. Le benzo(a)pyrène (BaP) suit le même patron de distribution que la famille entière des HAP.

Les HAP ont également été analysés avec un appareil de mesure en continu dans le secteur caractérisé par le chauffage au bois. La variation horaire des teneurs en HAP en hiver montre deux pointes maximales au courant de la journée, l'une se présentant vers 8-9 heures le matin et la deuxième, étant environ trois fois plus élevée, se manifestant vers 19-20 heures. La valeur moyenne horaire la plus élevée (144 ng/m^3) survient en hiver pendant les soirs de fin de semaine. Cette valeur est 30 % plus élevée que les soirs de semaine en hiver et 10 fois plus élevée que les soirs d'été.

Les dioxines et les furanes

Parmi les dioxines et les furanes (D/F) émis lors de la combustion du bois, 17 composés sont plus préoccupants pour la santé humaine. Leurs concentrations sont exprimées sous forme d'équivalent toxique (ET) par rapport au produit le plus toxique du groupe, c'est-à-dire la 2,3,7,8-TCDD. Dans le quartier résidentiel, la concentration moyenne en équivalent toxique est 2,5 fois plus élevée l'hiver (0,069 pg ET/m^3) que l'été, et 1,7 fois plus élevée qu'au centre-ville de Montréal en hiver.

Sur une base annuelle, la concentration moyenne en 2001 était de 0,049 pg ET/m^3 au quartier résidentiel et de 0,031 pg ET/m^3 au centre-ville. Dans les deux cas, ces concentrations se situent en dessous du critère annuel établi à 0,060 pg ET/m^3 par le ministère de l'Environnement du Québec.

Les composés organiques volatils

Contrairement à l'hiver 1999, nous n'avons pas observé de différences significatives dans les concentrations de composés organiques volatils (COV) mesurées dans le quartier résidentiel et au centre-ville de Montréal. Toutefois, la présence de certains des COV à des niveaux semblables à ceux du centre-ville est probablement causée par le chauffage au bois dans le quartier résidentiel puisque la circulation automobile, aussi reconnue pour émettre des COV, n'est pas importante dans ce secteur.

Plus spécifiquement, les COV non polaires, comme les alcanes, les halogènes et les aromatiques ne démontraient pas de tendances saisonnières, à l'exception de la famille des alcènes/alcynes. Quelques-unes des substances appartenant à cette dernière famille, comme le 1,3-butadiène, l'éthylène et l'acétylène, présentaient des concentrations hivernales plus élevées que celles mesurées en été.

En excluant le formaldéhyde, les COV polaires totaux démontraient une tendance saisonnière où les teneurs hivernales étaient plus élevées que celles de l'été au quartier résidentiel. Les concentrations demeurent toutefois inférieures à celles mesurées à la station du centre-ville. Ce constat se répète également pour certaines substances individuelles comme le 2-butanone/butyraldéhyde, l'acétaldéhyde, l'acroléine et le benzaldéhyde.

Liste des abréviations et des acronymes

BaP	Benzo(a)pyrène
CEAEQ	Centre d'expertise et d'analyse environnementale du Québec
COV	Composés organiques volatils
CTE	Centre de technologie environnementale
DJC	Degré-jour de chauffe
DRU	Station de mesure de la rue Drummond
É1999	Saison de l'été suivi de l'année. Dans cet exemple, les données sont comprises entre le 1er mai 1999 et le 31 septembre 1999.
EC	Environnement Canada
EGDM	Échantillonneur à grand débit modifié *(Hivol)*
ET	Concentrations en équivalents toxiques, calculées en utilisant les facteurs de toxicité relatifs à la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzodioxine
H1999	Saison de l'hiver suivi de l'année. Dans cet exemple, les données sont comprises entre le 1er décembre 1998 et le 31 mars 1999.
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HNE	Heure normale de l'est
HPLC	Chromatographie à phase liquide *(high pressure liquid chromatography)*
K/Fe	Ratio potassium sur fer
kt	Kilotonne (1000 tonnes)
LD	Limite de détection
MP	Matières particulaires
MP_{10}	Matières particulaires de diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm
$MP_{2,5}$	Matières particulaires de diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 µm (un synonyme communément employé est *particules fines*)
$MP_{2,5-10}$	Matières particulaires de diamètre aérodynamique supérieur à 2,5 µm et inférieur à 10 µm
Moy.	Moyenne
n	Nombre d'échantillons
N.D.	Information non disponible
ng	Nanogramme (10^{-9} gramme)
Ont.	Station de mesure de la rue Ontario
PCDD	Polychlorodibenzodioxines
PCDF	Polychlorodibenzofuranes
RDP	Station de mesure de Rivière-des-Prairies
RMQA	Regroupement montréalais pour la qualité de l'air
RNSPA	Réseau national de surveillance de la pollution de l'air
SAB	Station de mesure de Sainte-Anne-de-Bellevue
TEOM	*Tapered Element Oscillation Monitor* (échantillonneur de particules en continu)
2,3,7,8-TCDD	2,3,7,8-tétrachlorodibenzodioxine
USEPA	Agence étasunienne de la protection de l'environnement
µg	microgramme (10^{-6} gramme)
µm	micromètre (10^{-6} mètre)

Table des matières

Sommaire i
Liste des abréviations et des acronymes iv
Table des matières v
Liste des tableaux vi
Liste des figures vii
1. Introduction 1
1.1 Problématique 1
1.2 Objectifs 2
2. Matériel et méthodes 3
2.1 Site d'échantillonnage 3
2.2 Polluants et paramètres étudiés 5
2.3 Fréquence d'échantillonnage 5
2.4 Analyses statistiques 7
3. Analyses des données et résultats 8
3.1 Représentativité saisonnière de la campagne d'échantillonnage à Rivière-des-Prairies 8
3.1.1 Température 8
3.1.2 Degré-jour de chauffe 10
3.1.3 Précipitations totales 12
3.1.4 Rose des vents 12
3.2 Matières particulaires fines ($MP_{2,5}$) analysées en continu 14
3.2.1 Analyse des $MP_{2,5}$ en continu 14
3.2.2 Degrés-jours de chauffe 19
3.2.3 $MP_{2,5}$ en continu en relation avec le vent 21
3.2.4 Indice de dispersion 25
3.3 Matières particulaires mesurées avec l'analyseur dichotomique 28
3.3.1 Matières particulaires (MP) 28
3.3.2 Comparaison de méthodes : échantillonneur dichotomique et TEOM 31
3.4 Éléments mesurés avec l'analyseur dichotomique 32
3.4.1 Éléments 32
3.4.2 Ratio potassium sur fer (K/Fe) comme indicateur 34
3.5 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) 37
3.5.1 Échantillonneurs à grand débit modifié (EGDM) sur 24 heures 37
3.5.2 Benzo(a)pyrène et la norme québécoise 39
3.5.3 Analyseur de HAP en continu 41
3.5.4 Relation entre les HAP et l'origine du vent 46
3.5.5 Indicateurs 47
3.5.6 Comparaison des $MP_{2,5}$ et des HAP mesurés en continu 48
3.6 Dioxines et furanes 52
3.6.1 Mesures dans l'air ambiant 52
3.6.2 Équivalence toxique 54
3.7 Composés organiques volatils (COV) 57
3.7.1 COV non-polaires 57
3.7.2 COV polaires 60
4. Conclusion 64
5. Recommandations 64
6. Remerciements 65
7. Références bibliographiques 66
Annexe 1 : $MP_{2,5}$ en continu et variables de dispersion atmosphérique 68
Annexe 2 : Synthèse des résultats statistiques des dioxines et furanes aux stations RDP et rue Ontario 71
Annexe 3 : Synthèse des résultats statistiques des COV non polaires aux stations RDP et rue Ontario 80
Annexe 4 : Contribution des COV non polaires (%) aux stations RDP et rue Ontario 85
Annexe 5 : Synthèse des résultats statistiques des COV polaires 87

Liste des tableaux

Tableau 1.1.1 Comparaison des émissions atmosphériques (kt) des principaux secteurs d'émissions au Québec en 2000 2
Tableau 2.2.1 Liste des instruments utilisés 5
Tableau 2.3.1 Fréquence d'échantillonnage 6
Tableau 3.1.1 Écart par rapport à la climatologie (1970-1997) 11
Tableau 3.1.2 Hauteur des précipitations totales mensuelles et saisonnières mesurées à l'aéroport de Dorval en équivalent eau 12
Tableau 3.2.1 Variation saisonnière des $MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) à différentes stations d'échantillonnage 15
Tableau 3.2.2 Coefficients de corrélation de Pearson entre le degré-jour de chauffe et les concentrations des $MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) à RDP pour deux périodes de la journée 20
Tableau 3.2.3 Coefficients de corrélation de Pearson entre la vitesse du vent (km/h) et les concentrations de $MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) mesurées à RDP 23
Tableau 3.3.1 Synthèse des résultats des MP mesurées sur 24 heures aux stations de RDP et de la rue Ontario ($\mu g/m^3$) 30
Tableau 3.4.1 Contribution moyenne en pourcentage des éléments mesurés dans les particules fines et grossières 31
Tableau 3.4.2 Concentrations, ratios et facteurs de détermination pour le potassium et le fer mesurés sur les MP aux stations RDP et rue Ontario 35
Tableau 3.4.3 Ratios K'/Fe et coefficients de détermination calculés aux stations RDP et rue Ontario 36
Tableau 3.5.1 Synthèse des résultats de HAP totaux mesurés sur 24 heures depuis l'hiver 1999 jusqu'en hiver 2002 aux stations RDP et rue Ontario (ng/m^3) 38
Tableau 3.5.2 Variation saisonnière de la contribution des différents HAP (%) à l'ensemble des HAP mesurés à RDP et rue Ontario 39
Tableau 3.5.3 Synthèse saisonnière des résultats de BaP mesurés sur 24 heures de l'hiver 1999 à l'hiver 2002 aux stations RDP et rue Ontario (ng/m^3) 40
Tableau 3.5.4 Synthèse annuelle des résultats de BaP mesurés sur 24 heures aux stations RDP et rue Ontario (ng/m^3) 41
Tableau 3.5.5 Comparaison des rapports entre différents HAP mesurés aux stations RDP et rue Ontario 48
Tableau 3.6.1 Synthèse des statistiques relatives aux dioxines et aux furanes (pg/m^3) mesurés aux stations RDP et Rue Ontario (hivers 2000 à 2002) 53
Tableau 3.6.2 Variation saisonnière de la contribution des différents groupes homologues (%) à l'ensemble des dioxines et des furanes mesurés aux stations RDP et rue Ontario 54
Tableau 3.6.3 Rapport des concentrations de dioxines et de furanes entre les stations RDP et rue Ontario 54
Tableau 3.6.4 Synthèse des statistiques relatives aux PCDD et PCDF ($pg\ ET/m^3$) mesurés à RDP et rue Ontario 55
Tableau 3.6.5 Variation saisonnière de la contribution des différents congénères (%) à la toxicité (ET) de l'ensemble des 17 dioxines et furanes ayant une équivalence toxique mesurés à RDP et rue Ontario 56
Tableau 3.6.6 Rapport des concentrations en équivalence toxique de dioxines et furanes entre les stations RDP et rue Ontario 56
Tableau 3.7.1 Synthèse des résultats des COV non-polaires totaux mesurés sur 24 heures de l'hiver 2001 jusqu'à l'été 2002 aux stations RDP et rue Ontario ($\mu g/m^3$) 57
Tableau 3.7.2 Contribution des familles/substances 59
Tableau 3.7.3 Contribution des COV polaires en pourcentage à RDP et à la rue Ontario, en ordre décroissant 63

Liste des figures

Figure 2.2.1 Localisation des stations d'échantillonnage sur l'île de Montréal 4
Figure 2.2.2 Localisation de la station principale d'échantillonnage de Rivière-des-Prairies..... 4
Figure 3.1.1 Température moyenne mensuelle de décembre à mars à RDP 9
Figure 3.1.2 Température moyenne mensuelle de mai à septembre à RDP 10
Figure 3.1.3 Degrés-jours de chauffe mensuels de décembre à mars à RDP 11
Figure 3.1.4 Rose des vents observés en hiver (1999 à 2002) à RDP (n=11469)..... 13
Figure 3.2.1 Moyennes quotidiennes et moyennes en soirée (de 18 à 24 h) des $MP_{2,5}$ à Montréal selon la saison..... 15
Figure 3.2.2 Moyennes mensuelles des $MP_{2,5}$ à Montréal..... 16
Figure 3.2.3 Moyennes journalières des $MP_{2,5}$ à différentes stations d'échantillonnage selon les jours de la semaine 17
Figure 3.2.4 Variation horaire des $MP_{2,5}$ à différentes stations d'échantillonnage en hiver (décembre à mars) de 1999 à 2002 (n = 464)..... 18
Figure 3.2.5 Variation horaire des $MP_{2,5}$ à RDP selon la saison et les jours de semaine (n = 464) 19
Figure 3.2.6 Variation des $MP_{2,5}$ (moyenne entre 18 h et minuit) mesurées à RDP en fonction du nombre de degrés-jours de chauffe. Hiver 2001 (n = 109) 21
Figure 3.2.7 Concentrations moyennes horaires des $MP_{2,5}$ selon l'origine du vent à Rivière-des-Prairies (de décembre à mars inclusivement; 4 hivers) 22
Figure 3.2.8 Variation horaire des $MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) et de la vitesse du vent (km/h) ainsi que le coefficient de corrélation de Pearson en hiver (n = 464)..... 24
Figure 3.2.9 Variation des $MP_{2,5}$ en fonction de la vitesse moyenne du vent en soirée en hiver à RDP (n = 464)..... 25
Figure 3.2.10 Variation des MP2,5 mesurées en soirée en fonction de l'indice de dispersion (hiver 1999 à hiver 2002; n=464) 26
Figure 3.3.1 Variation saisonnière des $MP_{2,5}$ et $MP_{2,5-10}$ (médiane) 28
Figure 3.3.2 Variation saisonnière des $MP_{2,5}$ aux stations RDP et rue Ontario 29
Figure 3.3.3 Variation mensuelle des $MP_{2,5}$ (médiane)..... 29
Figure 3.3.4 Relation entre les $MP_{2,5}$: TEOM vs échantillonneur dichotomique (Hivers 1999, 2000 et 2002) 31
Figure 3.3.5 Relation entre les $MP_{2,5}$: TEOM vs échantillonneur dichotomique (Étés 1999 et 2001) 32
Figure 3.4.1 Variation saisonnière des éléments totaux, du potassium (K), fer (Fe), plomb (Pb), vanadium (V), nickel (Ni) et du cadmium (Cd) présents sur les $MP_{2,5}$ aux stations RDP et rue Ontario (moyenne) 34
Figure 3.4.2 Variation saisonnière des ratios potassium sur fer (K/Fe) et K'/Fe aux stations RDP et rue Ontario (moyenne) 36
Figure 3.5.1 Variation saisonnière des concentrations de HAP aux stations RDP et rue Ontario 37
Figure 3.5.2 Variation saisonnière des niveaux de BaP mesurés aux stations RDP et rue Ontario (médiane) 40
Figure 3.5.3 Variation de la moyenne annuelle du BaP mesurés aux stations RDP et rue Ontario 41
Figure 3.5.4 Corrélation entre les résultats obtenus avec l'analyseur en continu et le EGDM à RDP..... 42
Figure 3.5.5 Variation saisonnière des HAP mesurés avec l'analyseur en continu à RDP (moyenne sur 24 heure)..... 43
Figure 3.5.6 Variation mensuelle des HAP (semaine vs fin de semaine) à RDP 43
Figure 3.5.7 Variation journalière des HAP (été vs hiver) à RDP..... 44
Figure 3.5.8 Variation horaire des HAP mesurés durant l'hiver (semaine vs fin de semaine) à RDP..... 45
Figure 3.5.9 Variation horaire des HAP mesurés durant l'été à RDP (1999 et 2000) et rue Ontario (2001) (semaine vs fin de semaine) 45

Liste des figures

Figure 3.5.10 Concentrations moyennes des HAP selon l'origine du vent à RDP (décembre à mars inclusivement; 4 hivers) 47

Figure 3.5.11 Relation entre les concentrations horaires des $MP_{2.5}$ et des HAP mesurés à RDP en hiver (n = 10 037) 49

Figure 3.5.12 Variation des concentrations moyennes des HAP et $MP_{2.5}$ à RDP en hiver (HAP n = 434, $MP_{2.5}$ n = 464) 50

Figure 3.5.13 Variation du ratio HAP / $MP_{2.5}$ des concentrations moyennes mesurés à RDP en hiver 50

Figure 3.5.14 Relation entre les concentrations moyennes horaires des MP2,5 et des HAP mesurés à RDP en hiver. La pente de la droite représente le ratio HAP / MP2,5 ... 51

Figure 3.6.1 Sommaire des concentrations hivernales et estivales de dioxines et de furanes à Montréal (décembre1999 à mars 2002) 53

Figure 3.6.2 Sommaire des concentrations hivernales de dioxines et de furanes à Montréal (décembre 1999 à mars 2002) 55

Figure 3.7.1 Variation saisonnière des familles de COV non-polaires 59

Figure 3.7.2 Variation saisonnière de COV choisis 60

Figure 3.7.3 Variation saisonnière des COV polaires totaux et des COV polaires totaux sans le formaldéhyde 61

Figure 3.7.4 Variation saisonnière de COV polaires individuels 62

1. Introduction

1.1 Problématique

Le rapport *Campagne d'échantillonnage sur le chauffage au bois : Hiver 1998-1999*, publié en mars 2000, exposait les résultats de mesure de polluants atmosphériques dans le quartier résidentiel de Rivière-des-Prairies (RDP), situé dans le nord-est de Montréal. Le quartier de RDP avait été identifié en raison d'une forte concentration de résidences ayant des appareils de chauffage au bois individuels, où par ailleurs la circulation automobile et les émissions industrielles sont faibles. Les données obtenues à RDP avaient été comparées à celles d'un site témoin situé au centre-ville de Montréal. Le rapport d'étude indiquait que le quartier caractérisé par la combustion du bois comportait des niveaux de polluants, soit des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des composés organiques volatils (COV), des matières particulaires (MP) et certains métaux, à des teneurs plus élevées qu'à la station témoin du centre-ville. Le chauffage résidentiel au bois avait été identifié comme une source contribuant à la détérioration de la qualité de l'air ambiant dans le quartier de RDP.

Par la suite, un sondage téléphonique a été réalisé dans la région de Montréal sur les systèmes de chauffage au bois (Labrèche *et al.*, 2000). Ce sondage a révélé que 12,5 % des ménages montréalais brûlaient du bois à l'intérieur de leur maison et a confirmé que le quartier de RDP était une zone à forte densité de foyers ou de poêles. Parmi les résidences possédant un foyer ou un poêle dans l'Est de Montréal, 55,6 % des répondants utilisent leur système de combustion au bois à des fins d'agrément, environ 35 % l'utilisent comme chauffage d'appoint, alors que 7,4 % l'utilisent comme système de chauffage principal (Bonvalot *et al.*, 2001). Pour des fins de comparaison, 3,0 % des ménages brûlent du bois comme méthode principale de chauffage pour l'ensemble de l'île de Montréal.

Une revue de la littérature faite par Brauer de l'université de la Colombie-Britannique en 1998 indiquait que la combustion du bois avait un impact sur la santé des gens. La combustion résidentielle au bois contribue aux émissions atmosphériques de divers polluants. Tel que cité dans le site Internet d'Environnement Canada, l'inventaire des Principaux contaminants atmosphériques (Environnement Canada, 2000) montre que les émissions provenant du chauffage résidentiel au bois représentent une source importante de polluants au Québec (tableau 1.1.1). Lorsqu'on additionne les émissions provenant des secteurs de l'industrie, du transport et du chauffage résidentiel, on voit que le chauffage au bois est responsable de 49 % des émissions de $MP_{2,5}$ et de 23 % des émissions de COV. La comparaison des émissions du chauffage résidentiel au bois par rapport au chauffage résidentiel utilisant d'autres types de combustibles, tels que le mazout ou le gaz naturel, révèle une différence considérable : les émissions de $MP_{2,5}$, de monoxyde de carbone (CO) et de COV sont environ 135, 200 et 350 fois supérieures respectivement.

Plusieurs des polluants mesurés lors de cette étude sont inscrits dans la Liste des substances toxiques de la *Loi canadienne de la protection de l'environnement* (LCPE). D'ailleurs, le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), jugeant la situation assez préoccupante, a mandaté Environnement Canada pour qu'il élabore des mesures afin de réduire les émissions provenant du chauffage résidentiel au bois.

Le rapport d'étude initial (Bonvalot *et al.*, 2000) émettait plusieurs recommandations afin d'obtenir une meilleure compréhension de la problématique relative au chauffage au bois. C'est sur la base de ces données que la Ville de Montréal, Environnement Canada et le ministère de l'Environnement du Québec ont poursuivi la campagne d'échantillonnage afin de mieux quantifier l'impact du chauffage résidentiel au bois.

Tableau 1.1.1 Comparaison des émissions atmosphériques (kt) des principaux secteurs d'émissions au Québec en 2000

Secteur	MP_{10}	$MP_{2,5}$	COV	CO [2]	NOx [3]
Chauffage résidentiel au bois	39,2	39,1	57,1	264,1	3,94
Chauffage résidentiel : autres combustibles	0,33	0,29	0,16	1,33	4,59
Industries	46,4	26,8	40,9	334,5	41,2
Transport	16,1	14,1	149,9	1881,0	339,0
Contribution du chauffage résidentiel au bois (%)[1]	38,5 %	48,9 %	23,0 %	10,7 %	1,0 %

Note 1 : Contribution du chauffage résidentiel au bois relatif à l'industrie et au transport
Note 2 : Monoxyde de carbone
Note 3 : Oxydes d'azote

1.2 Objectifs

L'objectif principal du présent rapport est d'évaluer l'impact environnemental du chauffage au bois dans un quartier résidentiel, où ce type de chauffage est populaire. Il vise aussi comme objectif secondaire à répondre aux recommandations du rapport d'étude sur la *Campagne d'échantillonnage sur le chauffage au bois : Hiver 1998-1999*. Les recommandations étaient les suivantes :

- Poursuivre l'acquisition des données sur les concentrations de HAP, de $MP_{2,5}$, de MP_{10}, de COV non polaires et polaires et des éléments, tels que les métaux, à la station d'échantillonnage de RDP ainsi qu'à la station témoin du centre-ville;
- Déterminer les concentrations de dioxines et de furanes à la station RDP;
- Faire une analyse accrue des paramètres météorologiques de la station RDP;
- Déterminer les liens entre les conditions météorologiques et les concentrations de HAP et de MP mesurés en continu;
- Discerner l'impact du chauffage résidentiel au bois en comparant les mesures de l'air ambiant, pendant les saisons hivernale et estivale;
- Vérifier l'existence ou non de marqueurs spécifiques à la combustion du bois.

2. Matériel et méthodes

2.1 Site d'échantillonnage

La campagne d'échantillonnage a été réalisée dans le quartier résidentiel de Rivière-des-Prairies (RDP) située dans la banlieue nord-est de la Ville de Montréal. Ce site est essentiellement entouré de maisons unifamiliales ou de duplex construits depuis environ 15 à 20 ans, et présente une forte concentration d'installations de chauffage au bois (Labrèche *et al.*, 2000). Ce site est également faiblement influencé par la circulation automobile. Selon les vents, des émissions industrielles pourraient influer sur ce secteur, toutefois les industries sont relativement éloignées de la station d'échantillonnage et les émissions industrielles seraient présentes tout au long de l'année, contrairement aux émissions provenant du chauffage au bois qui sont émises durant la saison hivernale seulement.

Trois autres stations d'échantillonnage servent de référence. La principale est située sur la rue Ontario, à proximité du centre-ville de Montréal et est surtout influencée par la circulation automobile. La seconde, située sur la rue Drummond (DRU) est également influencée par la circulation automobile. La troisième station témoin est située à Sainte-Anne-de-Bellevue (SAB) à l'ouest de l'île de Montréal. Cette dernière station est représentative d'un milieu semi-urbain et se trouve généralement en amont des émissions de Montréal car les vents dominants de la région proviennent majoritairement du sud-ouest et de l'ouest;.

La figure 2.2.1 situe l'emplacement des quatre stations d'échantillonnage sur l'île de Montréal et la figure 2.2.2 montre la localisation de la station principale de RDP. Le rapport d'étude de Bonvalot *et al.* (2000) présente également de plus amples informations sur le site de RDP ainsi que sur les roses des vents annuelles et saisonnières.

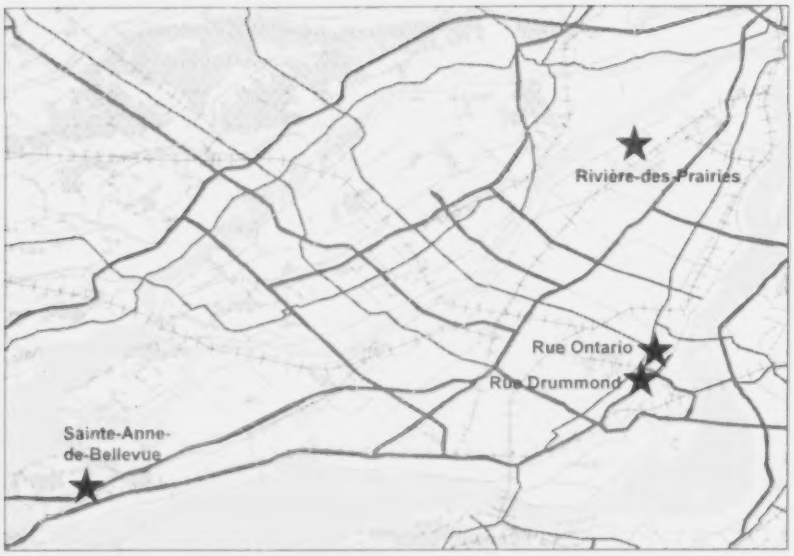


Figure 2.2.1 Localisation des stations d'échantillonnage sur l'île de Montréal

Figure 2.2.2 Localisation de la station principale d'échantillonnage de Rivière-des-Prairies

2.2 Polluants et paramètres étudiés

Les polluants mesurés durant cette campagne d'échantillonnage sont des polluants atmosphériques reliés au chauffage au bois. Il s'agit des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des composés organiques volatils (COV) non-polaires tels que les alcanes, les halogénés et les aromatiques, des COV polaires comme les aldéhydes et les cétones, et des particules fines et grossières ($MP_{2,5}$ et MP_{10}) auxquels se sont ajoutés les dioxines et les furanes à l'hiver 2000. L'instrumentation, les méthodes d'analyses, les mesures de contrôle de qualité et les limites de détection ont été décrites en détail dans le rapport d'étude de Bonvalot *et al.* (2000), toutefois le tableau 2.2.1 reprend sommairement certaines informations ainsi qu'une mise à jour.

Tableau 2.2.1 Liste des instruments utilisés

Paramètres mesurés	Instruments utilisés	Remarques
HAP en continu	PAH Analyzer (4 L/min)	Suivi des variations. Ne permet pas l'analyse des HAP particulaires de diamètre <1µm.
HAP (EGDM)	Échantillonneur à grand débit et mousse (700 L/min)	Analyses effectuées au laboratoire du CTE à Ottawa et au CEAEQ à Laval. Permet d'analyser 28 HAP différents.
Dioxines et furanes	Échantillonneur à grand débit et mousse (700 L/min)	Analyses effectuées au laboratoire du CTE à Ottawa et au CEAEQ à Laval. Dix groupes homologues regroupant 210 composés (75 dioxines et 135 furanes) dont 17 congénères cancérogènes sont rapportés.
$MP_{2,5}$ en continu	*TEOM*® avec une tête Cyclone (16,7 L/min)	Suivi des variations. Ne donne que la masse totale des MP dont le diamètre aérodynamique est plus petit que 2,5 µm.
$MP_{2,5}$ et $MP_{2,5-10}$	Échantillonneur dichotomique (16,7 L/min fraction fine et 1,67 L/min fraction grossière)	Analyses effectuées au laboratoire du CTE à Ottawa. Permet de déterminer la masse totale de particules de 2,5 µm et de 10 µm et leurs constituants sur les filtres.
COV non-polaires	Bonbonne en acier inoxydable *Summa*® de 6 litres avec échantillonneur *Xontech*®	Analysés selon la méthode USEPA TO-17 qui permet d'identifier 155 alcanes, alcènes, alcynes, substances halogénés et aromatiques.
COV polaires	Échantillonneur d'aldéhydes (1L/min)	Absorption sur un tube de DNPH. Analyses effectuées au laboratoire de la Ville de Montréal selon la méthode USEPA TO-11. Permet d'analyser 16 aldéhydes et cétones.
Température et humidité	Sonde HMP-35	Mesurées à 2 hauteurs différentes : 2 et 10 mètres du sol.
Vents	Anémomètre RM-Young	Mesures prises à 10 mètres d'altitude.

2.3 Fréquence d'échantillonnage

Le tableau 2.3.1 présente la période d'échantillonnage des différents polluants mesurés aux stations RDP et à la rue Ontario. À l'exception des polluants mesurés en continu, les dates d'échantillonnage coïncident en général avec celles du Réseau national de surveillance de la pollution de l'air (RNSPA) qui opère à tous les six jours. Pour les HAP et les dioxines et les furanes, l'échantillonnage fait durant la saison estivale a été moins intensif. Ces substances ont été prélevées aux douze jours ou aux vingt-quatre jours, sauf pour l'hiver 2000 où ils ont été mesurés plus fréquemment.

Tableau 2.3.1 Fréquence d'échantillonnage

Substances	Durée	RDP		Rue Ontario	
		Période d'échantillonnage	Nombre d'échantillons	Période d'échantillonnage	Nombre d'échantillons
HAP en continu	Moyenne horaire	5 déc. 1998 au 24 fév. 2002 (sauf du 8 sept. 1999 au 17 nov. 1999 et du 4 mai 2001 au 30 nov. 2001)	20 514	11 mai 2001 au 5 nov. 2001	4173
28 à 30 HAP (EGDM)	24h (minuit à minuit)	7 déc. 1998 au 8 mai 2002 [1]	118	3 déc. 1998 au 20 mai 2002 [2]	101
MP fines et grossières et 47 éléments	24h à tous les 6 jours (minuit à minuit)	7 déc. 1998 au 19 juil. 2002 (sauf du 3 oct. 2000 au 11 avril 2001)	161	1 déc. 1998 au 6 août 2002	213
155 COV non polaires	24h à tous les 6 jours (minuit à minuit)	14 déc. 2000 au 28 déc. 2002	100	14 déc. 2000 au 28 déc. 2002	115
16 COV polaires	24h à tous les 6 jours (minuit à minuit)	19 déc. 1998 au 28 déc. 2002	218	19 déc. 1998 au 10 déc. 2002	212
75 dioxines et 135 furanes	24h à tous les 6 jours (minuit à minuit)	20 nov. 1999 au 21 mai 2002	57	20 nov. 1999 au 21 mai 2002	52
$MP_{2.5}$ en continu	Moyenne horaire	4 décembre 1998 au 21 mai 1999 22 juillet 1999 au 6 septembre 1999 14 octobre 1999 au 9 mai 2000 13 décembre 2000 au 31 mars 2002	21 229	**Station rue Drummond :** [3] 1er décembre 1998 au 15 juin 2001 30 août 2001 au 31 mars 2002	26 632
				Station Sainte-Anne-de-Bellevue: 1er décembre 1998 au 13 juin 2001 6 août 2001 au 31 mars 2002	27 266

1. La fréquence d'échantillonnage variait selon les saisons comme suit : H1999 : aux 6 jours; É1999, É2000 et É2001 : aux 12 à 24 jours; H2000 : aux 3 à 6 jours; H2001 et H2002 : aux 12 jours.
2. La fréquence d'échantillonnage variait selon les saisons comme suit : H1999 : aux 6 à 12 jours; É1999 : aux 12 jours; H2000 : aux 6 jours; É2000 jusqu'à H2002 : aux 12 jours.
3. L'appareil de mesure des $MP_{2.5}$ en continu se trouvait aux stations DRU et SAB, et non à la station de la rue Ontario.

2.4 Analyses statistiques

Les échantillons contaminés et les résultats obtenus lorsque les appareils étaient défectueux ont été éliminés des bases de données pour traitement statistique. Les valeurs extrêmes ont toutefois été conservées dans les bases de données. Lorsque l'on tient compte des analyses en fonction des directions des vents, les valeurs extrêmes peuvent occasionnellement provenir de sources locales sous les vents non dominants, d'où l'importance de les conserver.

Certaines données obtenues pendant la journée d'échantillonnage du 1er janvier 2000 étaient très élevées. Les feux d'artifices qui ont eu lieu à cette date pour célébrer le changement du millénaire ont vraisemblablement contribué à une augmentation des concentrations des polluants atmosphériques (Perry, 1999). Cette journée, qui n'était pas représentative des autres jours, a été retirée de la base de données pour l'analyse statistique des échantillons de 24 heures des HAP et des MP et ses éléments.

Pour les données de HAP et de dioxines et de furanes prises avec l'échantillonneur à grand débit modifié, les valeurs inférieures au seuil de détection ont été remplacées par le rapport limite de détection sur 2 (LD/2).

Un des objectifs de ce projet est d'évaluer l'impact du chauffage résidentiel au bois, une activité qui a lieu principalement en hiver. La comparaison saisonnière des données s'est réalisée en regroupant les valeurs hivernales d'une part et les valeurs estivales d'autre part. Les données utilisées pour la saison hivernale étaient comprises entre le 1er décembre et le 31 mars de l'année suivante, tandis que la saison estivale comprenaient les données du 1er mai jusqu'au 30 septembre. Afin d'alléger le texte, l'abréviation H1999 a été utilisée pour signifier la saison hivernale débutant, par exemple, le 1er décembre 1998 et se terminant le 31 mars 1999, et l'abréviation É1999 pour indiquer la saison estivale débutant le 1er mai 1999 et se terminant le 31 septembre 1999.

La discussion des résultats obtenus s'est généralement faite en comparant les médianes afin de minimiser l'impact des valeurs extrêmes sur les valeurs indicatrices du milieu. Les médianes permettent de comparer les données qui n'ont pas une distribution normale et reflètent mieux l'état de l'environnement. Il est important de noter que l'exposition de la population aux polluants est généralement exprimée par la comparaison des valeurs moyennes arithmétiques. Pour permettre aux lecteurs intéressés de faire ces comparaisons, nous avons ajouté les valeurs moyennes arithmétiques et médianes aux tableaux et figures.

La comparaison statistique des moyennes s'est réalisée en utilisant l'analyse F-Test (ANOVA) lorsque la distribution des données était normale. Lorsque la distribution des données n'était pas normale, les variables subissaient une transformation logarithmique. Le test Kruskal-Wallis était aussi employé pour comparer les médianes lorsque les données ne suivaient pas une distribution normale.

3. Analyses des données et résultats

3.1 Représentativité saisonnière de la campagne d'échantillonnage à Rivière-des-Prairies

La campagne d'échantillonnage sur le chauffage au bois à Rivière-des-Prairies (RDP) a débuté à l'hiver 1999 pour se terminer à l'hiver 2002, soit une période s'échelonnant sur quatre hivers consécutifs. La campagne d'échantillonnage couvre aussi les étés 1999, 2000 et 2001. Une analyse climatologique a été effectuée pour déterminer si les hivers 1999 à 2002 sont représentatifs des conditions hivernales de la région durant la période étudiée. La station de RDP n'étant en opération que depuis décembre 1998 elle ne peut pas être utilisée comme référence climatologique. La station météorologique située à l'aéroport de Dorval, où on a 28 ans de données (1970 à 1997), a été utilisée comme référence. Afin de valider ce choix, une comparaison des températures horaires entre RDP et Dorval a été effectuée. L'étude a démontré une forte corrélation (r = 0,98) des températures entre les deux stations avec une différence moyenne de -0,2°C.

3.1.1 Température

Une façon de caractériser la climatologie des saisons consiste à étudier la variation des températures moyennes quotidiennes. La température moyenne quotidienne est obtenue en calculant la moyenne des températures maximale et minimale d'une journée.

$$\textit{Température moyenne quotidienne} = \frac{T_{max} + T_{min}}{2} \qquad (\textit{éq. } 3.1.1)$$

Saisons hivernales

L'hiver 1999 fut assez doux avec une température moyenne saisonnière de -4,3 °C comparativement à -7,1 °C pour les années 1970 à 1997 (fig. 3.1.1), soit une température moyenne supérieure de 2,8 °C à la climatologie. Ce sont les mois de décembre 1998 et février 1999 qui s'éloignent le plus des normales climatiques avec des différences de température moyenne supérieures de 4,9 °C et de 3,7 °C respectivement. L'hiver 2000 fut aussi doux avec une différence de +2,3 °C pour la saison. Le mois de mars 2000 fut particulièrement doux avec un écart de +4° C par rapport à la climatologie. Toutefois, c'est l'hiver 2002 qui s'éloigne le plus des valeurs saisonnières avec une différence de +4,2 °C. Le mois de décembre 2001 fut particulièrement doux avec une température moyenne de près de zéro soit un écart de 6,6 °C par rapport aux normales climatiques. Les hivers de l'étude ont donc été plus chauds que la climatologie, sauf l'hiver 2001 qui fut près des normales de saison.

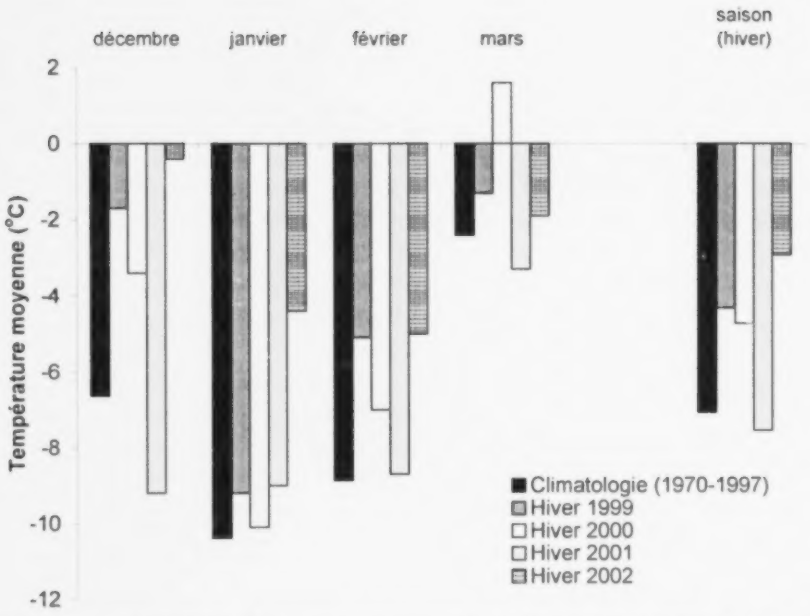


Figure 3.1.1 Température moyenne mensuelle de décembre à mars à RDP

Saisons estivales

Trois saisons estivales sont aussi couvertes par la campagne d'échantillonnage (fig. 3.1.2). L'été 1999 fut le plus chaud avec des températures de 2,4 °C au-dessus de la normale climatique, soit une différence de 14 %. Tous les mois de l'été 1999 ont connu des températures moyennes mensuelles plus élevées que les normales climatiques. L'été 2001 fut aussi un été chaud avec un écart de 1,8 °C ou 10 % plus chaud que les valeurs de saison. Cependant le mois de juillet 2001 fut légèrement sous les normales de saison. Enfin, seul l'été 2000 fut près des températures estivales saisonnières.

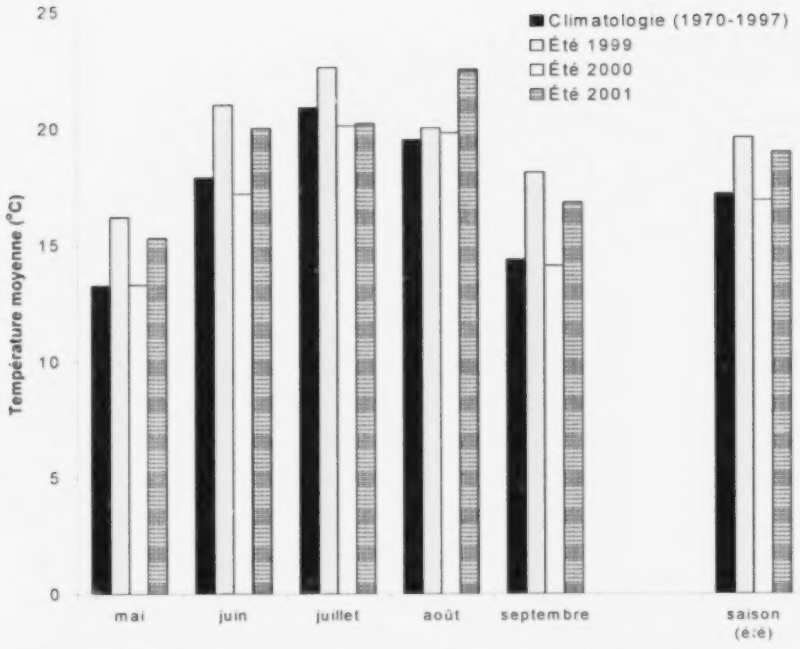


Figure 3.1.2 Température moyenne mensuelle de mai à septembre à RDP

3.1.2 Degré-jour de chauffe

Une autre façon pour caractériser la saison hivernale est d'utiliser la notion de degré-jour de chauffe (DJC) qui permet d'estimer les besoins de chauffage domestique. Lorsque la température extérieure descend sous 18 °C, on doit chauffer l'intérieur d'un bâtiment pour y maintenir une température agréable. Pour chaque degré de température sous 18 °C, un DJC est accumulé. On calcule les DJC en soustrayant de 18 °C la température moyenne quotidienne. Lorsque la température moyenne quotidienne est supérieure à 18 °C, on ne compte aucun DJC.

$$Degrés-jours\ de\ chauffe = \sum_{jour} 18\ ^{0}C - \left(\frac{T_{max} + T_{min}}{2}\right) \qquad (éq.\ 3.1.2)$$

Les degrés-jours de chauffe (fig. 3.1.3) montrent des résultats similaires à ceux obtenus avec l'analyse des températures quotidiennes. Les degrés-jours de chauffe des hivers 1999, 2000 et 2002 sont inférieurs de 11 %, 9 % et 17 % respectivement par rapport aux normales climatiques de 1970 à 1997. Les plus importantes différences de degrés-jours de chauffe sont survenues au

mois de décembre avec des écarts atteignant jusqu'à 25 % pour l'année 2001. L'hiver 2002 fut sans contre dire l'hiver le plus doux de la campagne d'échantillonnage autant en terme de température moyenne qu'en terme degré-jour de chauffe.

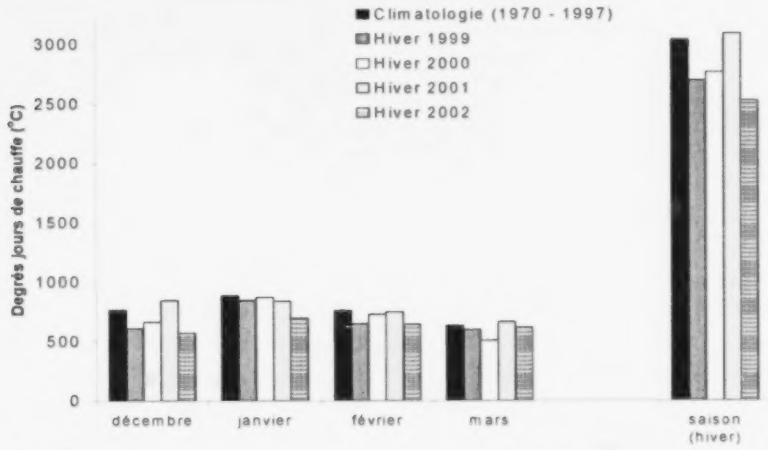


Figure 3.1.3 Degrés-jours de chauffe mensuels de décembre à mars à RDP

Au tableau 3.1.1, on peut voir pour chaque hiver les écarts par rapport à la normale climatique des températures journalières ainsi que les écarts par rapport à la normale des degrés-jours de chauffe. Les hivers 1999, 2000 et 2002 ont été plus chauds que la normale climatique, en particulier l'hiver 2002 qui montre une température moyenne supérieure de 4,2 °C au-dessus de la normal. En ce qui a trait aux degrés- jours de chauffe, on remarque le même phénomène. Les hivers 1999, 2000 et 2002 ont des écarts par rapport à la normale variant de -9 à -17 %, ce qui se traduit par une diminution équivalente du besoin de chauffage par rapport à la normale. L'hiver 2001 est le plus représentatif d'un hiver normal avec un écart des degrés-jours de chauffe de seulement 2 %.

Tableau 3.1.1 Écart par rapport à la climatologie (1970-1997).

Saison	Écart par rapport à la climatologie	
	Température journalière	Degrés-jours de chauffe
Hiver 1999	2,8 °C	- 11 %
Hiver 2000	2,3 °C	- 9 %
Hiver 2001	- 0,5 °C	2 %
Hiver 2002	4,2 °C	- 17 %

3.1.3 Précipitations totales

Les hauteurs totales de précipitations liquide et solide (exprimées en millimètres) ont été investiguées (tableau 3.1.2). De façon générale, les précipitations des hivers 1999, 2000 et 2001 ont été légèrement plus élevées (15 %) que les normales climatiques. Toutefois, on observe une grande variabilité dans les hauteurs de précipitation entre les mois. On note cependant que l'hiver 2002 fut plus sec que la normale, particulièrement au mois de janvier 2002. Les précipitations des étés 1999 et 2000 sont semblables aux valeurs de saison. Encore une fois on observe une grande variabilité entre les mois, en particulier aux mois de mai et septembre avec des différences pouvant atteindre jusqu'à 114 % pour le mois de septembre 1999. L'été 2001 fut le plus sec des trois étés avec un mois de juillet très sec avec seulement 33 mm de pluie comparativement à 90 mm pour la normale, soit une différence de 63 % inférieur aux normales de saison.

Tableau 3.1.2 Hauteur des précipitations totales mensuelles et saisonnières mesurées à l'aéroport de Dorval en équivalent eau.

	Précipitation totale hivernale (mm)				
Saison	Décembre	Janvier	Février	Mars	Saison (hiver)
Hiver 1999	55	148	44	84	332
Hiver 2000	73	96	73	70	312
Hiver 2001	121	48	74	110	354
Hiver 2002	54	37	41	81	212
Climatologie (1970-1997)	82	70	60	72	285

	Précipitation totale estivale (mm)					
Saison	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Saison (été)
Été 1999	44	89	74	67	195	468
Été 2000	133	78	48	103	66	426
Été 2001	70	76	33	63	67	309
Climatologie (1970-1997)	75	84	90	94	91	435

3.1.4 Rose des vents

La figure 3.1.4 représente la rose des vents de RDP pour la période de décembre à mars inclusivement selon 16 directions de compas pour 4 hivers consécutifs. On remarque deux axes de vents dominants. Le vent en provenance du nord-est qui survient 15,3 % du temps avec une vitesse moyenne de 10,2 km/h et le vent d'ouest-sud-ouest à 21,0 % du temps avec une vitesse moyenne de 12,3 km/h. Le vent calme (< 1 km/h) se produit uniquement 0,8 % du temps alors que le vent de 1 à 10 km/h survient 58,2 % du temps. Le vent supérieur à 20 km/h se produit 5,7 % du temps. La fréquence de provenance du vent observée à RDP a été comparée à celle

observée dans la région de Montréal. Bien que légèrement différente, la distribution de fréquence de provenance du vent à RDP est représentative de la région de Montréal.

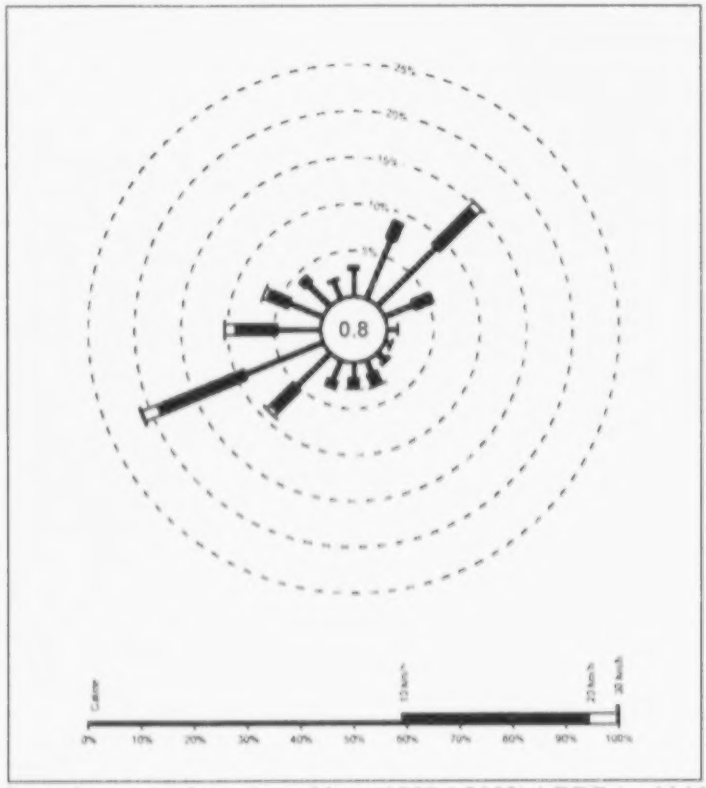


Figure 3.1.4 Rose des vents observés en hiver (1999 à 2002) à RDP (n=11469)

En résumé
Les températures moyennes de trois hivers sur quatre ont été significativement supérieures aux normales de saison avec un écart moyen d'environ 3 °C. L'analyse des degrés-jours de chauffe pour ces mêmes trois hivers montre un écart moyen inférieur d'environ 12 % aux normales de saison. Pour les précipitations, trois hivers sur quatre ont des hauteurs de précipitation supérieure d'environ 15 % à la climatologie.

La campagne d'échantillonnage hivernale s'est donc déroulée sous un régime de température relativement doux. En supposant que les degrés-jours de chauffe soient représentatifs de l'utilisation du chauffage au bois, on peut s'attendre à ce que le chauffage au bois ait été moins important durant le projet. Parmi les quatre hivers, celui de 2001 est le plus susceptible de refléter une utilisation normale du chauffage au bois.

3.2 Matières particulaires fines ($MP_{2,5}$) analysées en continu

Selon l'Inventaire des principaux contaminants atmosphériques (Environnement Canada, 2000), la combustion résidentielle au bois est une source importante des particules fines de moins de 2,5 µm de diamètre. Nous leur avons donc porté une attention particulière. Afin de mettre en évidence les caractéristiques propres d'un quartier résidentiel influencé par le chauffage au bois, nous allons comparer les concentrations des $MP_{2,5}$ mesurées à RDP avec celles d'autres types d'environnement. La station Drummond (DRU) est représentative d'un milieu urbain alors que la station de Sainte-Anne-de-Bellevue (SAB) est plus représentative d'un environnement semi urbain.

3.2.1 Analyse des $MP_{2,5}$ en continu

On constate au tableau 3.2.1 que la différence des concentrations entre les stations est plus importante en période hivernale. En effet, en hiver la moyenne des concentrations quotidiennes à la station RDP est significativement plus élevée de 9,8 % ($p < 0,01$) qu'à la station DRU et de 36,5 % supérieure qu'à celle mesurée à SAB. Lorsqu'on compare l'hiver à l'été, on voit que les valeurs sont de 1,1 µg/m^3 ($p < 0,06$) plus élevées en hiver à RDP. Par contre en été, il n'y a aucune différence statistique entre les concentrations quotidiennes aux stations RDP et DRU. En période hivernale, la différence de concentration entre les stations DRU et RDP peut indiquer l'apport d'une source supplémentaire de $MP_{2,5}$ à RDP.

Pour la station SAB, on observe le contraire, la moyenne des concentrations quotidiennes est plus élevée en été ($p < 0,01$). La station de SAB étant située en milieu semi urbain, les activités agricoles des terres à proximité de la station peuvent contribuer en partie aux $MP_{2,5}$ mesurées en été.

Lorsqu'on considère uniquement les niveaux des $MP_{2,5}$ mesurés entre 18 h et minuit (fig. 3.2.1), la différence en hiver entre RDP (13,9 µg/m^3) par rapport à la station DRU (11,0 µg/m^3) atteint 2,9 µg/m^3 ou 26,4 % ($p < 0,01$) et atteint 5,9 µg/m^3 ou 74,6 % par rapport à la station SAB. De plus, les niveaux des $MP_{2,5}$ à RDP en hiver sont supérieurs de 5,0 µg/m^3 ou 56,9 % à ceux mesurés en soirée durant l'été. Il n'y a pas de différence saisonnière entre les concentrations de $MP_{2,5}$ mesurées en soirée à la station SAB et à la station DRU.

Tableau 3.2.1 Variation saisonnière des $MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) à différentes stations d'échantillonnage.

	Rivière-des-Prairies		Drummond		Sainte-Anne-de-Bellevue	
	Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver	Été
Nombre de jours	464	223	476	368	477	387
Fréquence de détection	96 %	49 %	98 %	80 %	98 %	84 %
Moyenne arithmétique	10,1	9,1	9,2	9,1	7,3	8,4
Moyenne géométrique	7,9	6,5	7,9	7,1	5,6	6,4
Écart-type	7,4	6,9	5,2	6,4	5,5	6,4
Minimum	0,6	0,1	1,1	0,2	0,2	0,1
10e centile	3,0	1,9	4,1	2,9	2,0	2,1
Médiane	8,0	6,9	7,8	7,5	5,8	7,1
90e centile	20,0	19,6	16,6	18,3	14,8	15,8
Maximum	52,2	32,9	39,5	36,3	33,2	41,2

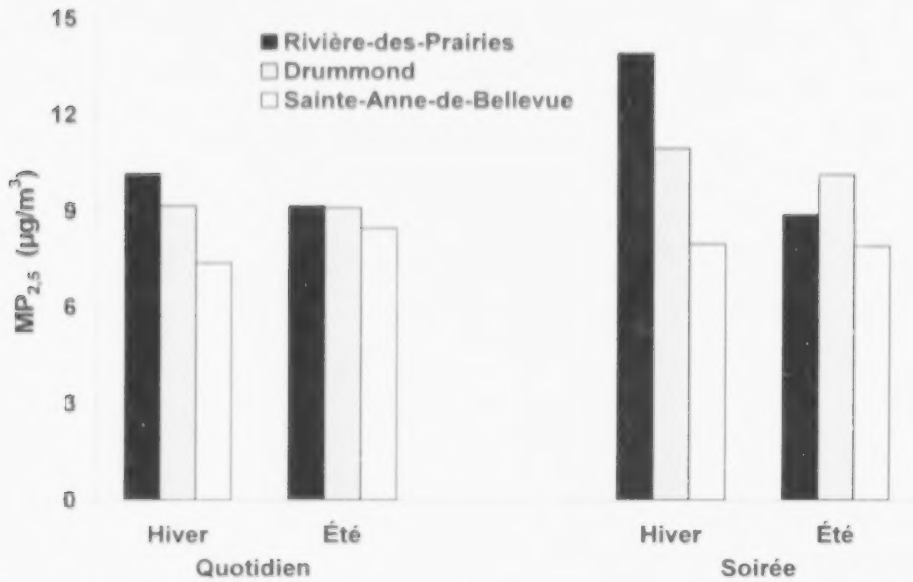


Figure 3.2.1 Moyennes quotidiennes et moyennes en soirée (de 18 à 24 h) des $MP_{2,5}$ à Montréal selon la saison.

La figure 3.2.2 présente les variations mensuelles des $MP_{2,5}$ en hiver de décembre à mars (4 mois) et en été de mai à septembre (5 mois). Janvier et février représentent les mois avec les plus hautes concentrations de $MP_{2,5}$ à la station RDP avec des valeurs de 12,0 $\mu g/m^3$ en janvier et 12,4 $\mu g/m^3$ en février. C'est aussi durant ces deux mois que les différences de concentrations entre les trois stations sont les plus marquées. Pour la station DRU, en plus des mois de janvier (9,8 $\mu g/m^3$) et février (11,1 $\mu g/m^3$) qui ont de hautes concentrations de $MP_{2,5}$, il faut ajouter les

mois d'août (10,8 µg/m^3) et septembre (10,1 µg/m^3). La station DRU, située au centre-ville, est celle qui enregistre les plus hautes concentrations de $MP_{2,5}$ pour les mois d'août et septembre. Enfin, la station SAB représente la station avec les plus basses concentrations de $MP_{2,5}$ quelque soit le mois considéré. En conclusion, les concentrations maximales se produisent principalement pendant les deux mois les plus froids de l'année, soit janvier et février à la station de RDP.

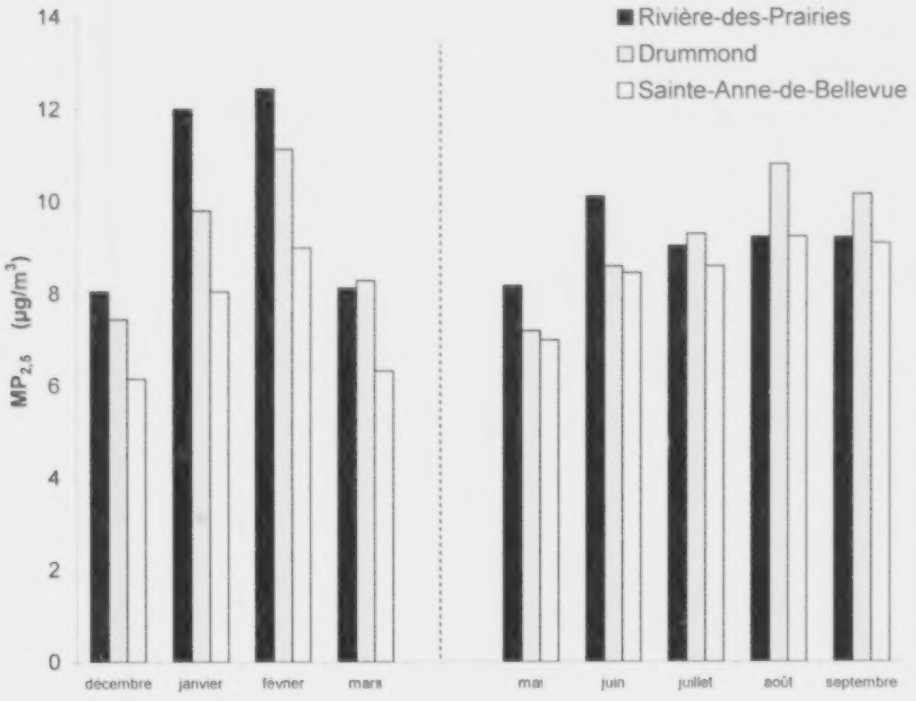


Figure 3.2.2 Moyennes mensuelles des $MP_{2,5}$ à Montréal

Si une partie des $MP_{2,5}$ mesurée à RDP proviennent de l'utilisation du chauffage au bois alors il importe de vérifier s'il existe une différence entre les jours de semaine (lundi au vendredi) et les jours de fin de semaine (samedi et dimanche). En supposant une plus grande disponibilité des gens durant les fins de semaine, on peut s'attendre à une utilisation plus fréquente du chauffage au bois durant cette même période. La figure 3.2.3 indique qu'en hiver, seule la station RDP montre une différence significative ($p < 0,05$) entre les jours de semaine (9,7 µg/m^3) et les jours de fin de semaine (11,3 µg/m^3). On constate une augmentation de 16,5 % des $MP_{2,5}$ durant les fins de semaine par rapport aux jours de semaine. En été, les concentrations des $MP_{2,5}$ mesurées les jours de semaine sont significativement supérieures à celles des jours de fin de semaine aux stations DRU et SAB. Par contre, en été à la station RDP, il n'y a aucune différence significative

($p > 0,05$) entre les jours de semaine et les jours de fin de semaine. Vraisemblablement, la station DRU est plutôt influencée par le transport et la station SAB en été est influencée par l'agriculture.

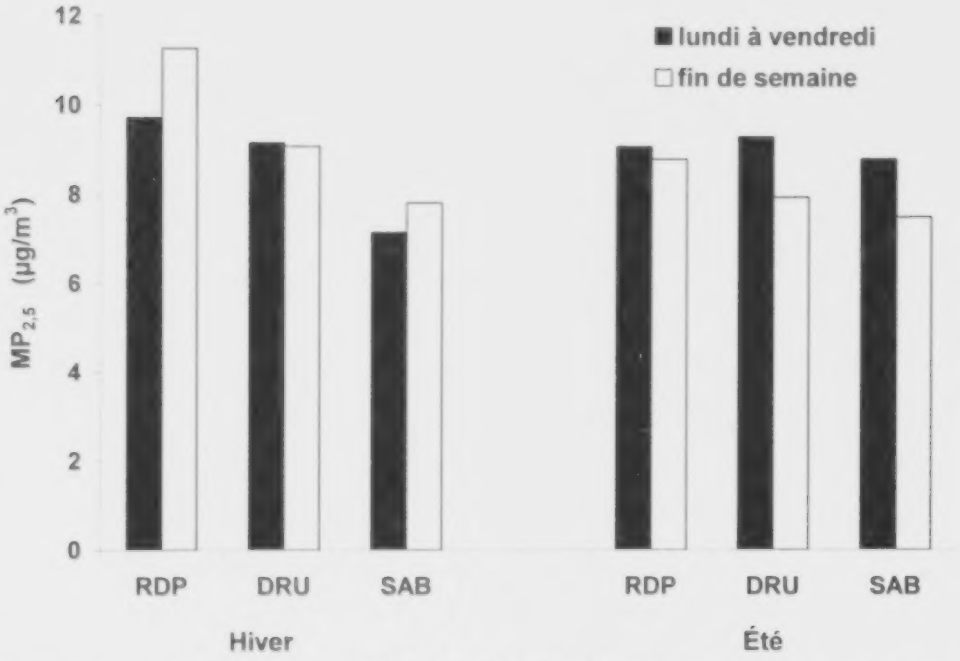


Figure 3.2.3 Moyennes journalières des $MP_{2,5}$ à différentes stations d'échantillonnage selon les jours de la semaine.

L'analyse du comportement horaire des $MP_{2,5}$ permet d'identifier les moments de la journée où les concentrations sont les plus élevées. La figure 3.2.4 présente la variation horaire des $MP_{2,5}$ mesurées à trois stations d'échantillonnage durant la période hivernale. On constate en premier lieu que les concentrations de $MP_{2,5}$ diminuent de façon similaire au cours de la nuit aux trois stations pour atteindre les valeurs les plus basses entre 5 et 7 heures du matin. Par la suite, les concentrations augmentent rapidement pour atteindre un maximum relatif vers 9 heures du matin. Ce maximum peut être relié au bris de l'inversion nocturne avec le lever du soleil ainsi qu'à l'heure de pointe du trafic automobile. Dans le cas des stations SAB et RDP, les concentrations diminuent à partir de 10h du matin pour augmenter à nouveau vers 16 heures. Cette diminution des concentrations peut être due à l'augmentation de la vitesse du vent au cours de la journée. Pour la station DRU, située au centre-ville, le trafic automobile et les activités urbaines sont probablement assez importants pour maintenir à peu près constantes les concentrations de $MP_{2,5}$ au cours de la journée. À partir de 16 heures, qui correspond au début du coucher du soleil en période hivernale, la vitesse du vent diminue de façon marquée avec la

stabilisation de l'atmosphère. Les concentrations des $MP_{2,5}$ augmentent pour atteindre un maximum vers 21 heures (fig 3.2.4) . En soirée, la différence maximale entre la station SAB et la station DRU est respectivement de 3,7 $\mu g/m^3$ et de 3,2 $\mu g/m^3$ entre la station DRU et RDP. Si on utilise la station de SAB comme référence, alors la pointe maximale à RDP représente une différence de 6,9 $\mu g/m^3$ ou 84 % d'augmentation par rapport à SAB. Les hautes concentrations de $MP_{2,5}$ observées à RDP sont principalement dues aux concentrations élevées en soirée entre 18 h et minuit.

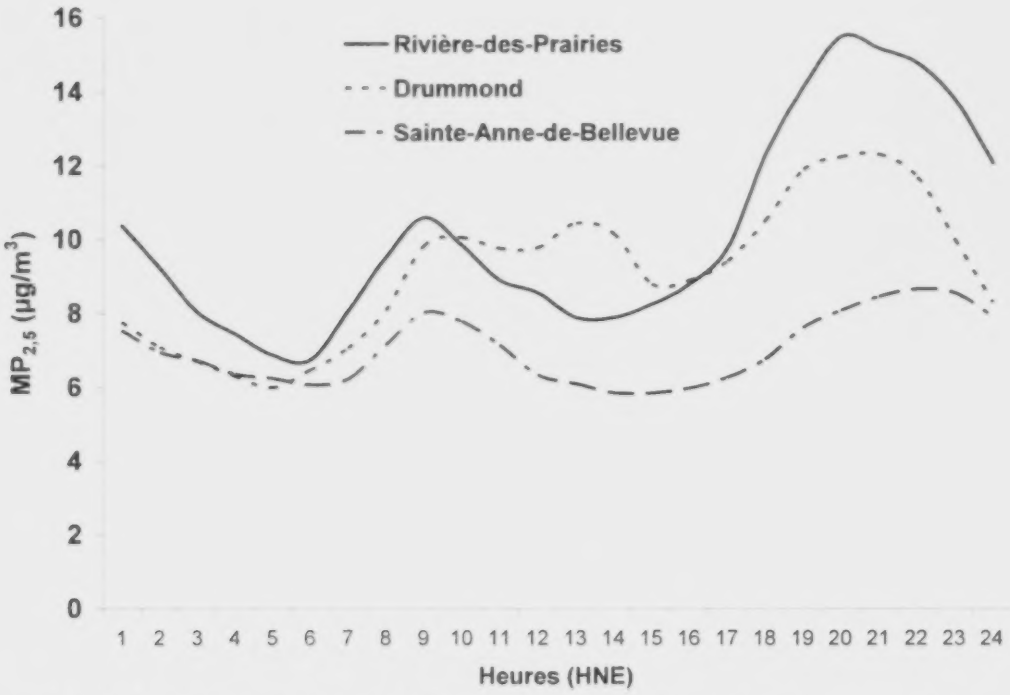


Figure 3.2.4 Variation horaire des $MP_{2,5}$ à différentes stations d'échantillonnage en hiver (décembre à mars) de 1999 à 2002 (n = 464).

Les résultats des analyses précédentes permettent de constater que les concentrations des $MP_{2,5}$ sont plus élevées en hiver à RDP qu'à aucune autre station de mesure dans la région de Montréal. Ces hautes concentrations de $MP_{2,5}$ observées à RDP sont dues principalement aux augmentations des $MP_{2,5}$ en soirée entre 18 heures et minuit (figure 3.2.4). Ces augmentations en soirée sont encore plus marquées durant les fins de semaine en hiver. À la figure 3.2.5, on constate qu'en hiver durant les fins de semaine, les teneurs des $MP_{2,5}$ mesurées en soirée atteignent 17,9 $\mu g/m^3$, alors qu'elles ne sont que de 14,6 $\mu g/m^3$ en semaine, une différence de 3,3 $\mu g/m^3$ ou 20 %.

En été, le maximum des concentrations de $MP_{2.5}$ à RDP survient en semaine à l'heure de pointe matinale vers 8 h (HAE) (figure 3.2.5). La différence horaire dans le maximum matinal entre l'été (7 h HNE) et l'hiver (9 h HNE) est due au lever du soleil plus tôt en été et au changement à l'heure avancée l'été (HAE). L'été en soirée, il n'y a pas de différence significative dans le comportement horaire entre les jours de semaine et la fin de semaine.

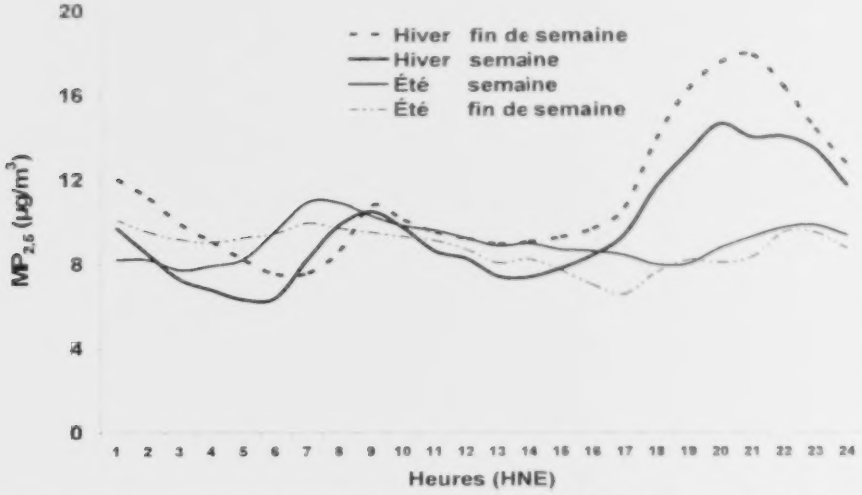


Figure 3.2.5 Variation horaire des $MP_{2.5}$ à RDP selon la saison et les jours de semaine (n = 464).

3.2.2 Degrés-jours de chauffe

Les degrés-jours de chauffe représentent une estimation des besoins de chauffage résidentiel et ce besoin peut être comblé en partie par l'utilisation du chauffage au bois. Au tableau 3.2.2 on constate que plus un hiver nécessite de degrés-jours de chauffe, plus le coefficient de corrélation entre le degré-jour de chauffe et les concentrations journalières des $MP_{2.5}$ ($\mu g/m^3$) augmente. Pour l'hiver 2001 (le plus froid), le coefficient de corrélation est de 0,24 alors qu'il est non significatif pour l'hiver 2002. Cette relation suggère que plus un hiver nécessite de degrés-jours de chauffe, plus les concentrations de $MP_{2.5}$ augmentent et le chauffage au bois semble devenir un contributeur aux $MP_{2.5}$ mesurées à RDP. Puisque l'usage du chauffage au bois nécessite une intervention humaine, nous allons concentrer notre analyse sur la période où les gens sont les plus susceptibles d'être présents à la maison pour chauffer au bois, soit en soirée de 18 heures à minuit.

Tableau 3.2.2 Coefficients de corrélation de Pearson entre le degré-jour de chauffe et les concentrations des $MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) à RDP pour deux périodes de la journée

Hiver	Degré-jour de chauffe (°C)	$MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$)	Coefficients de corrélation de Pearson	
			Journalier (moy. 24 heures)	Soirée (moy. de 18 h à minuit)
1999	2698,7 DJC	9,7	0,14	0,15
2000	2765,2 DJC	11,0	0,17	0,19
2001	3089,5 DJC	11,5	0,24	0,25
2002	2527,0 DJC	8,6	non significatif	non significatif

La figure 3.2.6 montre la relation entre les degrés-jours de chauffe et la valeur moyenne des $MP_{2,5}$ mesurés à RDP en soirée entre 18 heures et minuit pour l'hiver 2001. Une grande variabilité dans l'étendue des données est observée avec un coefficient de variation de 21,3 % pour les degrés-jours de chauffe et de 90,8 % pour les $MP_{2,5}$. Cette grande variabilité indique que le nombre de degrés-jours de chauffe n'est pas le facteur principal qui influence les concentrations des $MP_{2,5}$. On note cependant que la relation est significative ($p < 0,01$) malgré un faible coefficient de corrélation de 0,25. Selon la figure 3.2.6, lorsque le nombre de degrés-jours de chauffe passe de 15 à 35 °C, la concentration moyenne des $MP_{2,5}$ en soirée augmente de 8,1 $\mu g/m^3$ à 20,1 $\mu g/m^3$ soit une hausse de 148 % des $MP_{2,5}$. De plus, on remarque à la figure 3.2.6 que les valeurs de $MP_{2,5}$ supérieures à 50 $\mu g/m^3$ surviennent uniquement lorsque les degrés-jours de chauffe sont supérieurs à 23 °C.

L'existence d'une relation positive entre les degrés-jours de chauffe et les $MP_{2,5}$ implique qu'une partie de la variabilité des $MP_{2,5}$ peut être expliquée ($R^2 = 0,06$) par l'utilisation du chauffage au bois. Ainsi, à l'hiver 2001, 6,2 % de la variation des $MP_{2,5}$ s'explique par la variation du nombre de degrés-jours de chauffe. Ce pourcentage peut sembler a priori faible, mais il faut se rappeler que parmi les ménages qui possèdent un appareil de combustion du bois à Montréal-Est, à peine 7,4 % l'utilisent comme principale source de chauffage alors que 55,6 % l'utilisent uniquement pour agrément (Labrèche *et al.*, 2000).

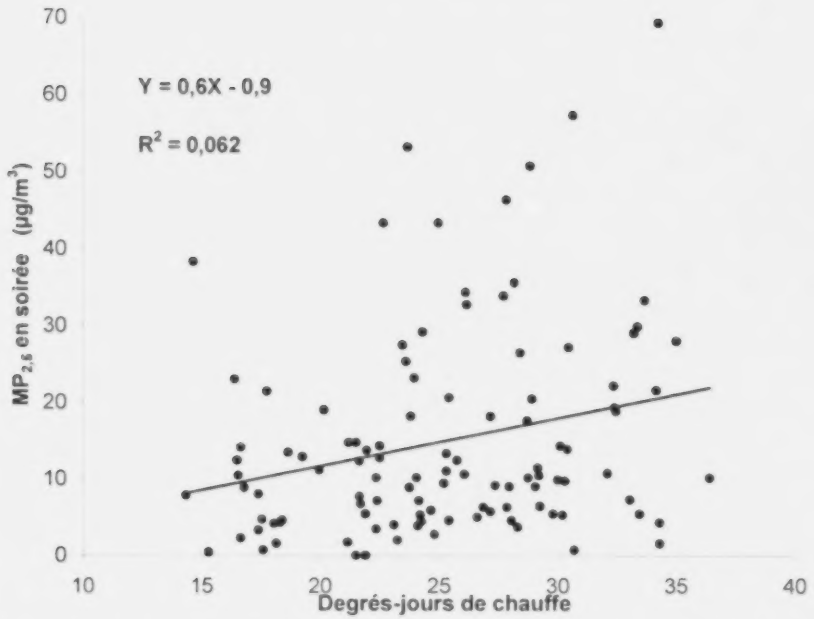


Figure 3.2.6 Variation des $MP_{2,5}$ (moyenne entre 18 h et minuit) mesurées à RDP en fonction du nombre de degrés-jours de chauffe. Hiver 2001 (n = 109)

3.2.3 $MP_{2,5}$ en continu en relation avec le vent

Provenance du vent

Le vent permet le déplacement des polluants atmosphériques émis loin de leurs sources. Lorsque la distance entre les sources et le site d'échantillonnage est inférieure à une dizaine de kilomètres, on considère qu'il s'agit d'échelle locale (méso-échelle). L'échelle de temps considérée est alors de l'ordre de quelques heures. À l'échelle locale, on suppose généralement que le panache des polluants est transporté par un vent moyen qui reste à peu près constant en terme de vitesse et de direction. Le vent observé à 10 mètres au-dessus du sol peut être alors utilisé comme un bon estimateur pour connaître la provenance des polluants à méso-échelle.

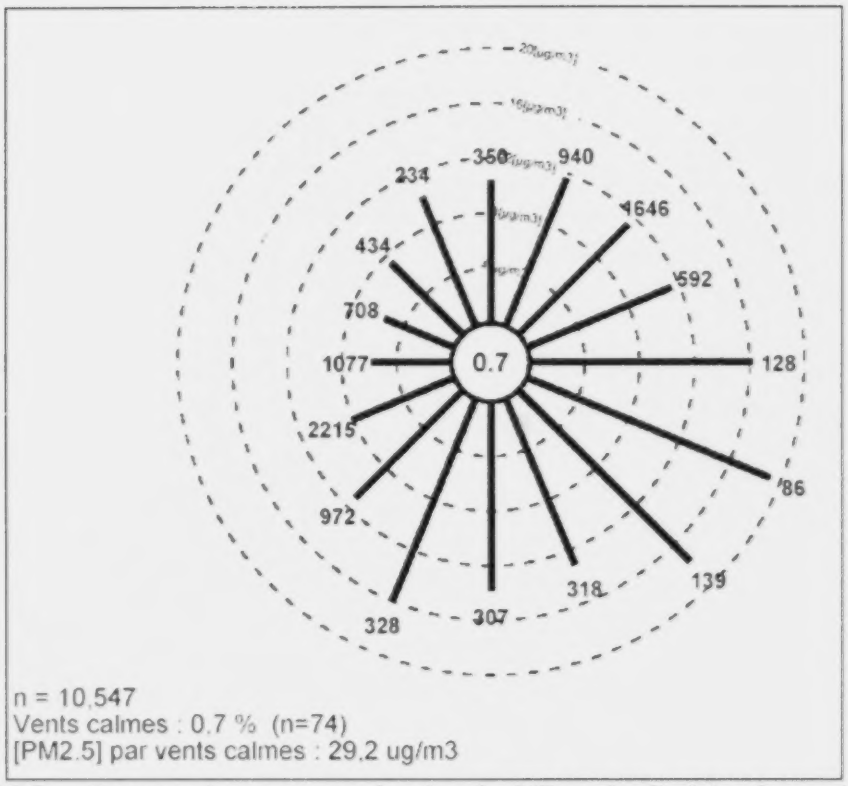


Figure 3.2.7 Concentrations moyennes horaires des $MP_{2,5}$ selon l'origine du vent à Rivière-des-Prairies (de décembre à mars inclusivement; 4 hivers)

La figure 3.2.7 illustre la concentration moyenne des $MP_{2,5}$ selon l'origine du vent. La valeur numérique montrée à l'extrémité de chaque barre représente le nombre de données disponibles utilisées pour calculer la concentration horaire moyenne. Les concentrations de $MP_{2,5}$ les plus élevées se produisent par vent calme (moins de 1 km/h) avec une valeur moyenne de 29,2 $\mu g/m^3$. Toutefois, les vents calmes surviennent uniquement 0,7% du temps soit 74 heures durant la période des 4 hivers étudiés. La seconde concentration de $MP_{2,5}$ la plus élevée se produit lorsque les vents soufflent d'est-sud-est avec une valeur de 19,1 $\mu g/m^3$. Lorsque les vents proviennent du sud-est, la concentration de $MP_{2,5}$ est de 17,7 $\mu g/m^3$. Les vents est-sud-est et sud-est proviennent du secteur résidentiel de RDP influencé par le chauffage au bois. Toutefois, les vents proviennent de ces directions moins de 1,6 % du temps. On remarque que lorsque le vent provient du sud-sud-ouest (d'un autre quartier résidentiel et de l'île de Montréal), la concentration de $MP_{2,5}$ atteint 16,0 $\mu g/m^3$ (3,1 % du temps). Les concentrations moyennes les plus basses se produisent

lorsque les vents proviennent du quadrant nord-ouest (5,5 à 7,4 µg/m3) qui est moins densément peuplé.

Vitesse du vent
La vitesse du vent de surface représente l'un des éléments le plus important dans le processus de dispersion des polluants dans la basse couche de l'atmosphère. Une augmentation de la vitesse du vent implique une augmentation du volume d'air dans lequel les polluants peuvent se dissiper. Des vents faibles réduisent la ventilation dans la couche limite et permettent une accumulation des polluants. De plus, la vitesse du vent influence la stabilité verticale de la masse d'air. Des vents forts favorisent un plus grand mélange vertical par turbulence mécanique. Pour la plupart des polluants émis localement, on observe une diminution de la concentration lorsque la vitesse du vent augmente puisque les polluants émis près du sol sont mieux dispersés.

La relation entre la vitesse du vent et les concentrations de $MP_{2,5}$ mesurées à RDP ont été analysées selon trois différentes plages de temps : horaire, journalière (moyenne sur 24 heures) et valeurs moyennes en soirée (entre 18 heures et minuit) au tableau 3.2.3.

Tableau 3.2.3 Coefficients de corrélation de Pearson entre la vitesse du vent (km/h) et les concentrations de $MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) mesurées à RDP

	Coefficient de corrélation de Pearson		
	Horaire	Journalier (moyenne sur 24 h)	Soirée (moyenne entre 18 h et minuit)
Hiver 1999	-0,44	-0,49	-0,57
Hiver 2000	-0,53	-0,68	-0,69
Hiver 2001	-0,51	-0,68	-0,66
Hiver 2002	-0,48	-0,63	-0,67
Saison hiver	-0,49	-0,61	-0,63
Été 1999	-0,35	-0,35	-0,32
Été 2000	- - -	- - -	- - -
Été 2001	0,13	0,13	non significatif
Saison été	non significatif	non significatif	non significatif

En hiver, les relations entre la vitesse du vent et les concentrations de $MP_{2,5}$ sont toujours négatives. C'est donc dire que les concentrations de $MP_{2,5}$ augmentent lorsque la vitesse du vent diminue. Les coefficients de corrélation hivernale horaire varient entre -0,44 et -0,53 pour un coefficient de -0,49 lorsque tous les hivers sont considérés. Les coefficients de corrélations journaliers (moyenne des concentrations sur 24 heures) sont systématiquement plus élevés que les corrélations horaires d'environ 25 %. Ce résultat s'explique par le fait que les concentrations des $MP_{2,5}$ sont fortement à la hausse en soirée alors que la vitesse du vent diminue rapidement au même moment. On peut constater ce résultat à la figure 3.2.8 qui montre la relation horaire entre la vitesse du vent et les concentrations de $MP_{2,5}$. La vitesse du vent augmente graduellement avec le lever du soleil vers 6 h du matin pour atteindre une valeur maximale au cours de l'après-midi. Par la suite la vitesse du vent diminue rapidement avec le coucher du soleil vers 17 h pour

atteindre sa valeur minimale en fin de nuit. On peut aussi voir à la figure 3.2.8 que les corrélations horaires entre la vitesse du vent et les concentrations des $MP_{2,5}$ sont les plus fortes en soirée entre 18 heures et minuit. La corrélation entre la moyenne de la vitesse du vent en soirée et la moyenne des concentrations pour la même période varient entre -0,57 et -0,69 (tableau 3.2.3) pour un coefficient de -0,63 pour les quatre hivers considérés.

Pour la saison estivale, tableau 3.2.3, la relation entre la vitesse du vent et les concentrations des $MP_{2,5}$ est moins évidente. À l'été 1999 le coefficient de corrélation horaire et journalier est de -0,35. Cependant il faut noter que 67 jours de données sont disponibles pour l'été 1999 soit seulement 43,8% des jours de l'été. Pour l'été 2000 uniquement 8 jours d'échantillonnage sont disponibles. Seul l'été 2001 est complet avec 149 jours de données sur une possibilité de 153 jours. À l'été 2001 on remarque que les coefficients de corrélation horaire et journalier sont de 0,13. C'est donc dire que les concentrations des $MP_{2,5}$ augmentent avec l'augmentation de la vitesse du vent. Ce résultat s'explique par le fait qu'en été les vents forts remettent en circulation les poussières du sol. La corrélation entre la vitesse moyenne du vent en soirée et les concentrations moyennes des $MP_{2,5}$ pour la même période est non significative. De façon générale, aucune corrélation significative n'a été trouvée entre la vitesse du vent et les $MP_{2,5}$ en été.

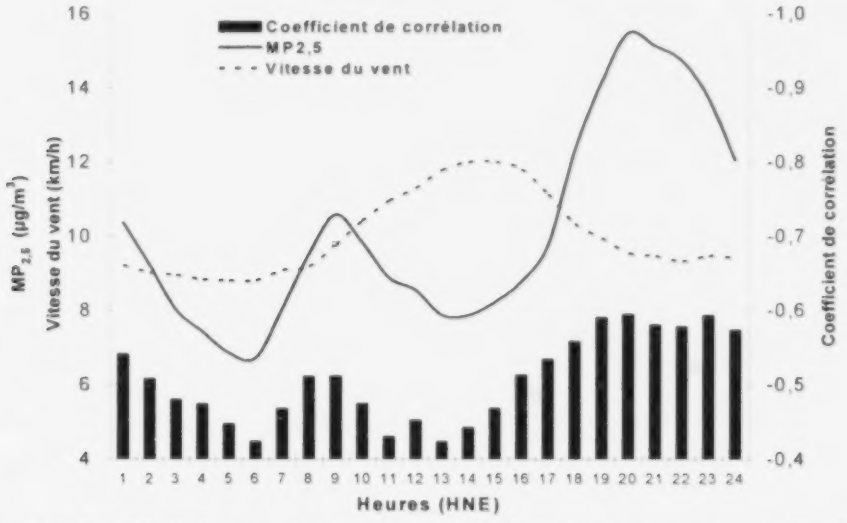


Figure 3.2.8 Variation horaire des $MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) et de la vitesse du vent (km/h) ainsi que le coefficient de corrélation de Pearson en hiver (n = 464)

La figure 3.2.9 montre la dépendance des $MP_{2,5}$ avec la vitesse moyenne du vent mesuré entre 18 h et minuit en hiver à RDP. Lorsque la vitesse moyenne du vent passe de 20 km/h à 2 km/h la concentration moyenne des $MP_{2,5}$ augmente de 4 $\mu g/m^3$ à près de 50 $\mu g/m^3$. C'est-à-dire que le

taux de ventilation de la masse d'air au-dessus de la station d'échantillonnage influence les concentrations de $MP_{2,5}$ tel qu'attendu. Enfin, lorsque la vitesse du vent est inférieure à 4 km/h, la concentration moyenne des $MP_{2,5}$ est toujours supérieure à 14 µg/m^3. À l'inverse lorsque la vitesse du vent est supérieure à 18 km/h, la concentration des $MP_{2,5}$ est toujours inférieure à 10 µg/m^3. La dépendance entre la vitesse du vent et les concentrations de $MP_{2,5}$ tend à démontrer que les conditions locales de stagnation de la masse d'air au-dessus du site d'échantillonnage influencent les concentrations des $MP_{2,5}$. De faibles vitesses de vent diminuent la capacité de dispersion des polluants présents dans l'air ambiant. Une augmentation des concentrations de $MP_{2,5}$ lorsque les vents sont faibles indique également que les sources de $MP_{2,5}$ peuvent être d'origine locale.

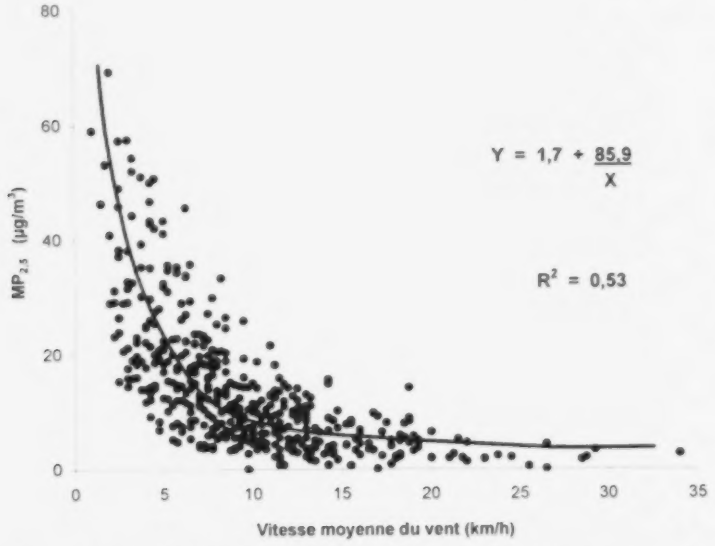


Figure 3.2.9 Variation des $MP_{2,5}$ en fonction de la vitesse moyenne du vent en soirée en hiver à RDP (n = 464)

3.2.4 Indice de dispersion

Un des facteurs qui influence les concentrations des $MP_{2,5}$ dans le quartier RDP est la dispersion atmosphérique. La dispersion atmosphérique représente la capacité de l'atmosphère à diluer les polluants dans un volume d'air donné. Plus le volume d'air disponible est grand, plus les polluants seront dilués dans celui-ci. À l'inverse, plus le volume d'air est petit, plus les polluants resteront concentrés. Le volume d'air disponible est influencé à la fois par la vitesse du vent et par la hauteur dans laquelle le polluant peut se mélanger. De plus, la concentration des polluants

dans la basse atmosphère dépend aussi de la stabilité de la masse d'air, de la turbulence atmosphérique et de la température.

Tous ces facteurs météorologiques ont été mis en relation afin de développer un indice de dispersion atmosphérique qui varie sur une échelle de zéro à 10. Un indice de dispersion zéro indique une dispersion atmosphérique nulle alors qu'un indice de dispersion de 10 représente une dispersion maximale. La figure 3.2.10 présente la variation de l'indice de dispersion qui a été développé à partir des facteurs météorologiques mentionnés ci-haut en fonction des $MP_{2,5}$ mesurées en soirée à RDP en hiver. On remarque à cette figure que pour des concentrations supérieures à 50 $\mu g/m^3$ l'indice de dispersion est toujours inférieur à 6. Inversement, lorsque les concentrations sont inférieures à 10 $\mu g/m^3$ l'indice de dispersion est toujours supérieur à 6. Les conditions météorologiques propices à la dispersion atmosphérique peuvent expliquer à elles seules jusqu'à 62 % de la variabilité des niveaux des $MP_{2,5}$ mesurés en soirée en hiver à la station RDP.

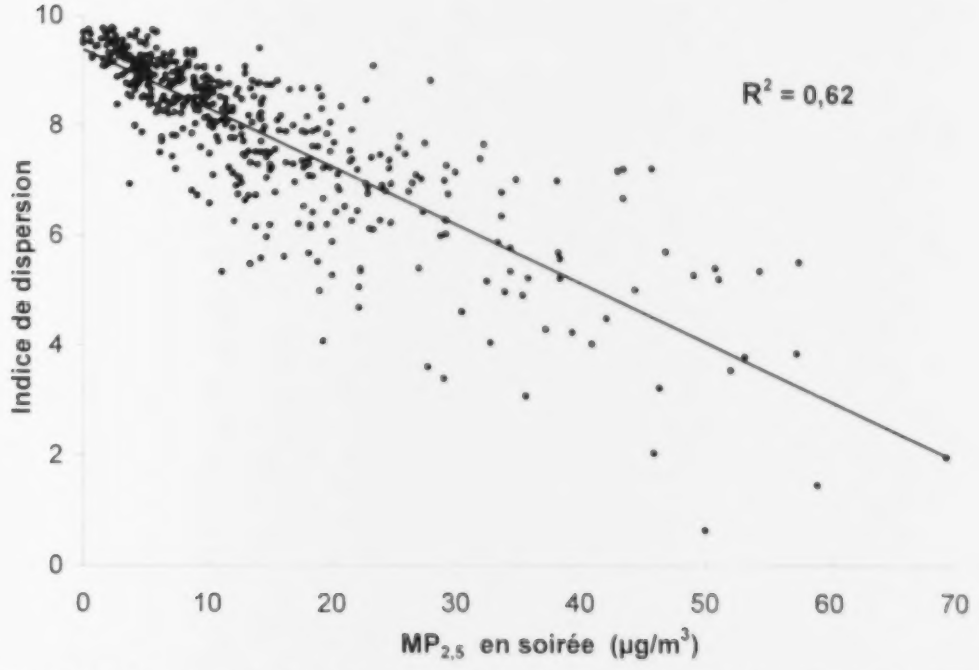


Figure 3.2.10 Variation des $MP_{2,5}$ mesurées en soirée en fonction de l'indice de dispersion (hiver 1999 à hiver 2002; n=464)

À l'annexe 1, les concentrations de $MP_{2,5}$ sont également comparées avec d'autres paramètres météorologiques tels que la hauteur de mélange, la stabilité verticale et les précipitations.

En résumé
Les résultats des analyses précédentes permettent de constater que les concentrations des $MP_{2,5}$ sont plus élevées en hiver à RDP qu'à aucune autre station de mesure dans la région de Montréal. Ces hautes concentrations de $MP_{2,5}$ observées à RDP sont dues principalement aux augmentations des $MP_{2,5}$ en soirée entre 18 heures et minuit. Ces augmentations en soirée sont encore plus marquées durant les jours de fin de semaine en hiver. Les teneurs de $MP_{2,5}$ mesurées en soirée atteignent 17,9 $\mu g/m^3$ durant les fins de semaine, alors qu'elles ne sont que de 14,6 $\mu g/m^3$ durant les jours de semaine, soit une différence de 20 %.

Les conditions météorologiques influencent les polluants présents dans l'air ambiant. Par exemple, le vent a pour effet de disperser les polluants émis par des sources locales comme le chauffage au bois. En soirée, lorsque la vitesse du vent est supérieure à 15 km/h à RDP, les teneurs de $MP_{2,5}$ sont généralement inférieures à 5 $\mu g/m^3$. Par contre, elles peuvent augmenter à 60 $\mu g/m^3$ et plus lorsque la vitesse du vent diminue à moins de 2 km/h. Des vents faibles ont pour effet de permettre une accumulation des polluants près des sources d'émission.

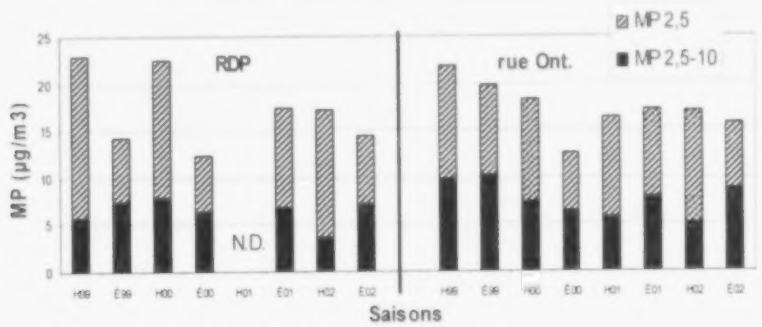
Les conditions météorologiques propices à la dispersion atmosphérique peuvent expliquer à elles seules jusqu'à 62 % de la variabilité des niveaux des $MP_{2,5}$ mesurés en soirée en hiver à la station RDP.

3.3 Matières particulaires mesurées avec l'analyseur dichotomique

3.3.1 Matières particulaires (MP)

L'échantillonneur dichotomique sépare la fraction fine, c'est-à-dire les particules de moins de 2,5 µm de diamètre ($MP_{2.5}$), de la fraction grossière, les particules ayant un diamètre entre 2,5 et 10 µm ($MP_{2.5-10}$).

Le tableau 3.3.1 présente une synthèse des statistiques des particules échantillonnées aux stations de RDP et de la rue Ontario. Les niveaux médians des $MP_{2.5}$ doublent de l'été à l'hiver à la station RDP tandis que les $MP_{2.5-10}$ diminuent légèrement. La figure 3.3.1 présente les données médianes des fractions fine et grossière par saison aux deux stations. Nous constatons une plus grande variabilité des concentrations de $MP_{2.5}$ à RDP alors que les valeurs hivernales sont plus élevées que les concentrations estivales, tandis que les concentrations de particules grossières demeurent relativement stable. Statistiquement, les valeurs médianes des particules grossières à RDP sont similaires, sauf pour l'hiver 2002 où elle est inférieure. À la station de la rue Ontario, les concentrations de particules grossières ne démontrent aucune tendance saisonnière.



* La somme des $MP_{2.5}$ et des $MP_{2.5-10}$ représente les MP_{10}.

Figure 3.3.1 Variation saisonnière des $MP_{2.5}$ et $MP_{2.5-10}$ (médiane)

La figure 3.3.2 illustre la variation saisonnière des $MP_{2.5}$. À RDP, la valeur médiane à l'hiver 2002 s'élève à 13,7 µg/m^3, tandis qu'à la rue Ontario, la médiane est légèrement inférieure à 11,9 µg/m^3. À RDP, les valeurs médianes des saisons hivernales sont statistiquement supérieures ($p < 0,05$) à celles des saisons estivales, à l'exception de l'été 2001, contrairement à la rue Ontario, où les valeurs médianes sont statistiquement semblables, sauf pour les deux dernières saisons. À l'exception de l'été 2002, il y a une grande variabilité saisonnière des 90^e centiles à RDP où les valeurs hivernales sont supérieures aux valeurs estivales.

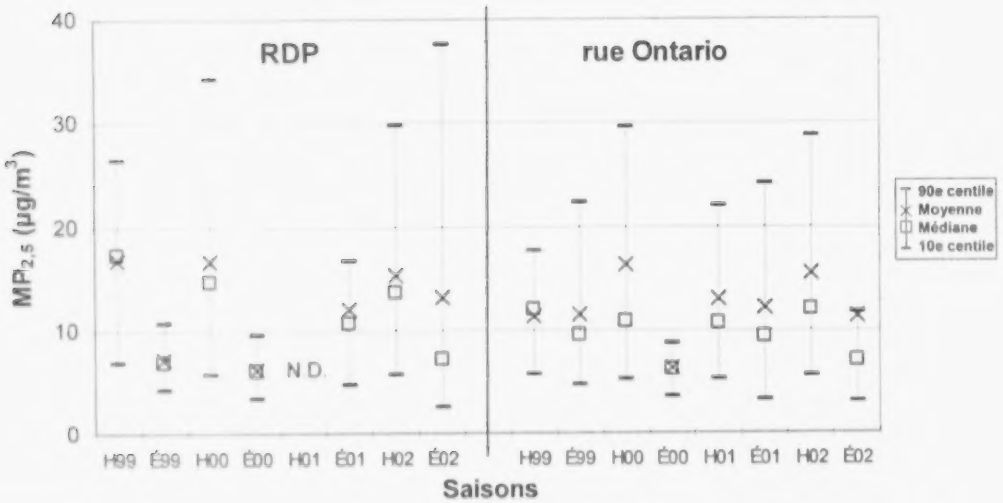


Figure 3.3.2 Variation saisonnière des $MP_{2,5}$ aux stations RDP et rue Ontario

La figure 3.3.3 montre la variation des valeurs médianes mensuelles des particules fines. En janvier, la valeur médiane est à son maximum tant à RDP (18,2 µg/m^3) qu'à la rue Ontario (14,4 µg/m^3). Jusqu'en avril à RDP, les médianes décroissent rapidement et se stabilisent jusqu'en septembre, pour finalement augmenter jusqu'en décembre. À la rue Ontario, la courbe est similaire, mais les valeurs de décembre et janvier sont approximativement 25 % inférieures, tandis que les valeurs estivales sont légèrement supérieures.

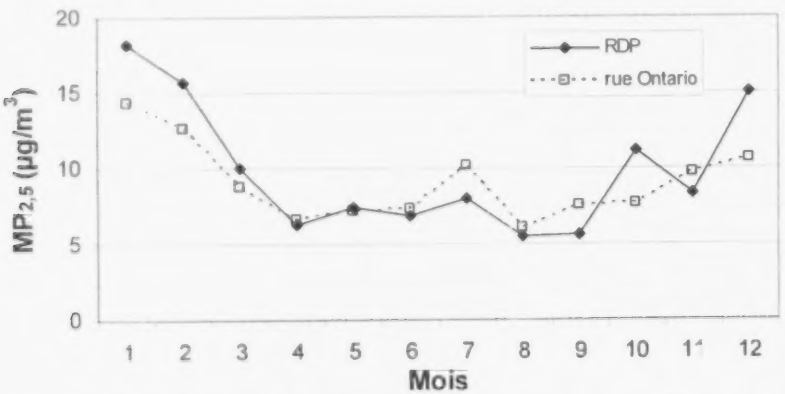


Figure 3.3.3 Variation mensuelle des $MP_{2,5}$ (médiane)

Tableau 3.3.1 Synthèse des résultats des MP mesurées sur 24 heures aux stations de RDP et de la rue Ontario ($\mu g/m^3$)

Station	Grosseur	Période[1]	n	Moyenne	Moyenne géom.	Écart type	Min	10e centile	Médiane	90e centile	Max
RDP	$MP_{2,5}$	Entière	163	12,59	9,40	10,16	0,14	3,65	9,33	25,74	57,77
		Hiver	76	16,29	12,95	9,94	0,14	5,57	14,60	30,00	54,25
		Été	62	8,90	6,75	8,96	0,32	3,27	7,09	14,04	57,77
	$MP_{2,5-10}$	Entière	163	7,49	5,77	5,24	0,07	2,40	6,31	14,30	29,54
		Hiver	76	7,48	45,33	6,09	0,07	2,00	5,61	16,65	29,54
		Été	62	7,52	6,21	4,41	0,17	3,47	6,78	12,63	29,49
	MP_{10}	Entière	163	20,08	16,32	12,71	0,21	7,62	16,54	36,22	66,41
		Hiver	76	23,77	19,64	13,12	0,21	9,71	21,99	44,04	64,67
		Été	62	16,42	13,52	10,91	0,49	7,01	14,36	25,78	66,41
Rue Ont.	$MP_{2,5}$	Entière	213	11,41	9,11	8,77	1,54	3,78	8,66	22,31	63,06
		Hiver	77	14,03	11,56	9,39	2,69	5,02	11,41	25,06	60,54
		Été	97	10,31	8,00	8,99	1,54	3,38	7,64	21,55	63,06
	$MP_{2,5-10}$	Entière	213	8,38	6,70	5,98	0,13	3,08	6,86	14,56	56,32
		Hiver	77	8,78	6,48	8,24	0,56	2,83	6,05	16,80	56,32
		Été	97	8,37	6,90	4,34	0,13	3,79	8,06	13,51	27,47
	MP_{10}	Entière	213	19,79	16,72	12,35	1,79	8,16	16,68	33,21	89,88
		Hiver	77	22,80	19,26	14,55	3,25	9,27	20,13	34,57	89,88
		Été	97	18,68	15,65	11,49	1,79	7,57	16,07	33,60	73,00

1 : « Entière » signifie la période d'échantillonnage entière comprise entre le 7 décembre 1998 et le 19 juillet 2002.
« Hiver » signifie toutes les saisons hivernales entre 1999 et 2002.
« Été » signifie toutes les saisons estivales entre 1999 et 2002.

3.3.2 Comparaison de méthodes : échantillonneur dichotomique et TEOM

Les matières particulaires ont été mesurées avec l'aide de deux appareils. Cette section vise à comparer les données obtenues par les deux méthodes d'échantillonnage. L'échantillonneur dichotomique prélève l'air ambiant pendant 24 heures sur un filtre prépesé avec un débit d'air connu. Le filtre est ensuite retiré et pesé au laboratoire afin d'y mesurer la masse de particules qui s'est déposée. L'échantillonneur TEOM (*Tapered Element Oscillating Microbalance*) est un appareil qui mesure en continu les particules. L'appareil prélève l'air ambiant par un orifice chauffé afin d'enlever l'humidité, et est ensuite dirigé dans une cartouche filtrée qui mène à un tube à fond conique. Celui-ci oscille naturellement et à mesure que les particules s'accumulent sur la cartouche, la fréquence d'oscillation du tube diminue. La quantité de particules est calculée par le changement de fréquence correspondant.

La comparaison des données s'est faite à partir des journées communes d'échantillonnage (121 jours). La moyenne arithmétique sur 24 heures (minuit à minuit) a été calculée pour les échantillons du TEOM. Pour l'ensemble des données, la relation entre les deux méthodes d'échantillonnage est linéaire et s'exprime sous la forme suivante :

$$\text{TEOM} = 0{,}61\ \text{Dichot} + 0{,}55 \qquad (\textit{éq.}\ 3.3.1)$$

Le facteur de détermination (R^2) s'élève à 0,77. La moyenne des échantillons de $MP_{2,5}$ recueillies avec l'échantillonneur dichotomique est de 14,06 $\mu g/m^3$ comparativement à 9,17 $\mu g/m^3$ pour le TEOM, soit 65,2 % de la valeur de l'échantillonneur dichotomique. Comme le mentionne le rapport d'étude initial (Bonvalot *et al.*, 2000), cette différence entre les deux méthodes est documentée dans la littérature scientifique par Moore et Barthelmie (1995) qui suggèrent qu'une partie des $MP_{2,5}$ est volatilisée et perdue lorsque le TEOM réchauffe l'air ambiant dans l'orifice d'entrée en hiver. Pour illustrer ce point, les figures 3.3.4 et 3.3.5 comparent les données des deux méthodes d'échantillonnage pour les saisons hivernales et estivales. Nous constatons que les pentes des droites de régression obtenues durant les hivers 1999, 2000 et 2002 sont plus faibles que celles obtenues durant les étés 1999 et 2001. Ceci suggère en effet que l'appareil TEOM sous-estime les concentrations de $MP_{2,5}$ en hiver. La volatilisation des particules à l'entrée du TEOM pourrait expliquer cette diminution. En contrepartie, nous constatons que les facteurs de détermination sont plus élevés pour les saisons hivernales que pour les saisons estivales. Les données étant plus faibles à RDP en été, il se peut que les appareils soient moins précis lorsque les concentrations de $MP_{2,5}$ s'approchent de la limite de détection.

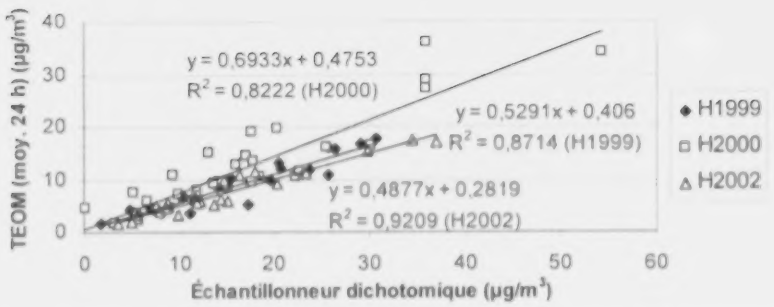


Figure 3.3.4 Relation entre les $MP_{2,5}$: TEOM vs échantillonneur dichotomique (Hivers 1999, 2000 et 2002)

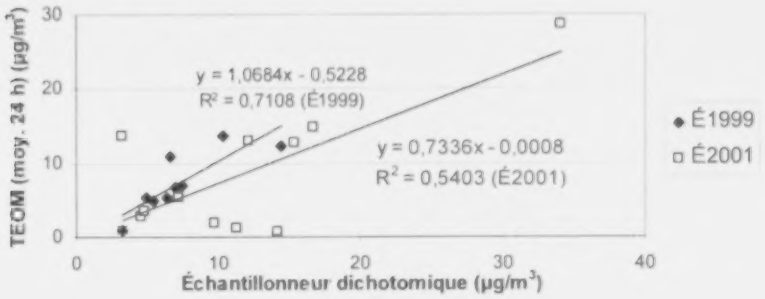


Figure 3.3.5 Relation entre les $MP_{2,5}$: TEOM vs échantillonneur dichotomique (Étés 1999 et 2001)

En résumé
Les $MP_{2,5}$ mesurées avec l'échantillonneur dichotomique à la station RDP sont plus élevées en hiver qu'en été, ainsi qu'en hiver à la rue Ontario. La médiane mensuelle la plus élevée survient à RDP en janvier. La comparaison des deux méthodes d'échantillonnage révèle que l'échantillonneur TEOM sous estime les concentrations hivernales obtenues.

3.4 Éléments mesurés avec l'analyseur dichotomique

3.4.1 Éléments

Avec l'aide de l'échantillonneur dichotomique, 47 éléments ont été analysés dans les fractions fines et grossières des MP. La liste des éléments, ainsi que leurs contributions sont énumérées au tableau 3.4.1. Les éléments les plus importants en terme de leur contribution, en ordre décroissant sont : le souffre, le silicium, le potassium, le calcium et le fer. Ces cinq éléments contribuent pour 76 % des éléments mesurés à RDP.

Tableau 3.4.1 Contribution moyenne en pourcentage des éléments mesurés dans les particules fines et grossières

Élément	RDP		Rue Ontario		Élément	RDP		Rue Ontario	
	$MP_{2,5}$	$MP_{2,5-10}$	$MP_{2,5}$	$MP_{2,5-10}$	(suite)	$MP_{2,5}$	$MP_{2,5-10}$	$MP_{2,5}$	$MP_{2,5-10}$
S	45,54	4,74	52,56	2,80	Br	0,15	0,00	0,17	0,00
Si	11,12	18,24	7,04	17,14	Sn	0,14	0,05	0,24	0,06
K	7,46	4,16	6,46	4,15	Ni	0,12	0,04	0,23	0,06
Ca	6,66	34,36	6,84	34,85	Ga	0,11	0,05	0,23	0,09
Fe	4,91	9,17	5,57	10,96	As	0,10	0,01	0,08	0,01
Al	3,82	4,97	2,59	4,75	I	0,10	0,04	0,12	0,06
Na	3,48	7,37	4,12	7,16	Sb	0,09	0,05	0,12	0,08
P	3,17	1,73	3,22	0,91	Cr	0,07	0,04	0,10	0,11
Cl	3,04	8,27	1,13	10,19	Se	0,04	0,01	0,09	0,01
Mg	2,03	1,61	0,94	1,06	Te	0,04	0,03	0,05	0,05
Zn	1,43	0,49	1,60	0,58	Cd	0,03	0,01	0,06	0,04
W	1,05	0,49	0,79	0,56	Hg	0,03	0,01	0,02	0,01
Ti	1,03	1,67	0,52	1,08	Sr	0,02	0,09	0,02	0,11
Cu	0,86	0,39	0,93	0,50	Mo	0,02	0,01	0,02	0,01
Mn	0,55	0,32	0,70	0,35	Ag	0,02	0,02	0,02	0,02
Pb	0,40	0,07	0,41	0,13	Zr	0,01	0,02	0,02	0,03
Nd	0,37	0,28	0,57	0,35	Pd	0,01	0,00	0,01	0,00
Ba	0,35	0,26	0,46	0,41	In	0,01	0,01	0,04	0,02
Pr	0,34	0,16	0,45	0,18	Co	0,01	0,02	0,01	0,01
Ce	0,32	0,17	0,35	0,41	Ge	0,01	0,00	0,00	0,00
La	0,32	0,17	0,39	0,29	Rb	0,01	0,00	0,00	0,00
V	0,23	0,13	0,40	0,13	Y	0,00	0,00	0,00	0,00
Sc	0,20	0,11	0,20	0,20	Nb	0,00	0,00	0,00	0,00
Cs	0,18	0,12	0,14	0,08	Total	100 %	100 %	100 %	100 %

La figure 3.4.1 montre la variation saisonnière des éléments totaux mesurés à partir des $MP_{2,5}$ ainsi que de quelques éléments choisis individuels pour la station RDP et la station témoin de la rue Ontario. À RDP, pour les années 1999 et 2000, les éléments totaux sont plus élevés pendant l'hiver que pendant l'été. Inopportunément, les données de l'hiver 2001 sont manquantes. Par la suite, la moyenne de l'hiver 2002 est moins élevée que les valeurs estivales précédentes et subséquente. Le potassium (K) et le cadmium (Cd) sont les seuls éléments dont les moyennes hivernales sont plus élevées que les moyennes estivales pendant les quatre années d'échantillonnage. À RDP, les valeurs hivernales du potassium sont statistiquement plus élevées ($p < 0,05$) que les valeurs estivales, sauf pour l'hiver 2002 vis-à-vis l'été 2001. Pour le cadmium, les valeurs estivales s'approchent de la limite de détection. Les patrons de distribution des quatre autres éléments présentés, c'est-à-dire le fer (Fe), le plomb (Pb), le vanadium (V) et le nickel (Ni), s'apparentent au patron de distribution des éléments totaux.

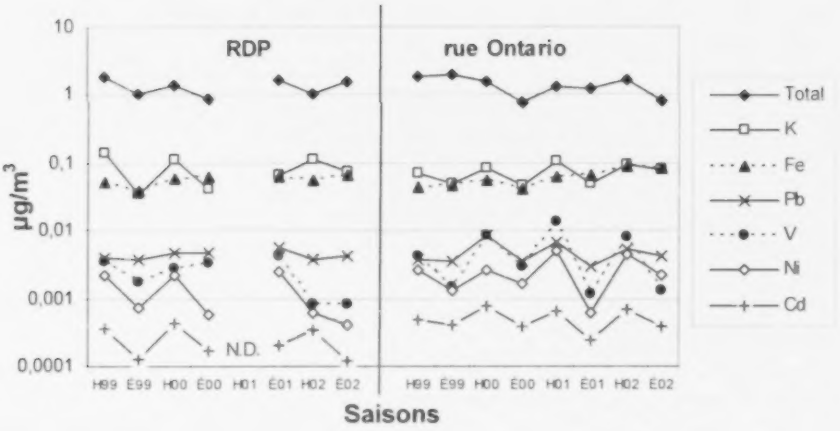


Figure 3.4.1 Variation saisonnière des éléments totaux, du potassium (K), fer (Fe), plomb (Pb), vanadium (V), nickel (Ni) et du cadmium (Cd) présents sur les $MP_{2,5}$ aux stations RDP et rue Ontario (moyenne)

3.4.2 Ratio potassium sur fer (K/Fe) comme indicateur

Comme le mentionnent Bonvalot *et al.* (2000), le potassium mesuré à partir des $MP_{2,5}$ est reconnu pour être un traceur pour le chauffage au bois. Au tableau 3.4.2, on constate que la concentration moyenne hivernale de potassium à RDP est de 0,132 µg/m^3 et qu'elle est environ 150 % plus élevée que la concentration moyenne estivale. En hiver, elle est aussi 40 % supérieure qu'à la rue Ontario. Finalement, cette concentration est 80 % plus élevée que celle retrouvée dans les particules grossières ($MP_{2,5-10}$) en hiver.

Le tableau 3.4.2 présente les concentrations de fer et nous constatons qu'elles sont relativement constantes autant entre les deux stations qu'entre les deux saisons. La présence du fer dans les particules provient vraisemblablement de la croûte terrestre. Pendant la saison hivernale à RDP, le ratio K/Fe dans les particules fines s'élève à 3,6 et il est environ 200 % plus élevé qu'à l'été et 80 % plus élevé qu'à la rue Ontario en hiver. Un ratio plus élevé sur les particules fines est caractéristique d'une source possible de combustion du bois. De plus, en examinant les coefficients de détermination (R^2) entre les concentrations de potassium et de fer, on constate une corrélation plus faible pour les particules fines que pour les particules grossières. Ce constat signale que les sources de ces deux éléments diffèrent davantage en hiver à RDP.

Tableau 3.4.2 Concentrations, ratios et facteurs de détermination pour le potassium et le fer mesurés sur les MP aux stations RDP et rue Ontario

	Station :	RDP			Rue Ontario		
	Période[1] :	Entière	Hiver	Été	Entière	Hiver	Été
MP	n :	133	55	54	162	58	73
$MP_{2.5}$	K (µg/m^3)	0,091	0,132	0,054	0,072	0,093	0,055
	Fe (µg/m^3)	0,062	0,064	0,061	0,064	0,066	0,057
	K/Fe	2,26	3,58	1,15	1,55	1,95	1,30
	R^2[2]	0,245	0,385	0,266	0,303	0,570	0,095
$MP_{2.5-10}$	K (µg/m^3)	0,087	0,073	0,101	0,096	0,083	0,107
	Fe (µg/m^3)	0,203	0,203	0,201	0,254	0,246	0,263
	K/Fe	0,46	0,39	0,55	0,38	0,33	0,42
	R^2	0,726	0,780	0,745	0,885	0,922	0,848

1 : « Entière » signifie la période d'échantillonnage entière comprise entre le 7 décembre 1998 et le 19 juillet 2002.

2 : R^2 = coefficient de détermination

Nous pouvons aussi corriger la concentration de K pour tenir compte de l'apport naturel de potassium dans la poussière de rue. Selon les auteurs Lewis *et al.* (1988), la correction se fait en soustrayant la proportion de potassium retrouvée dans la fraction grossière des particules qui est représentative de la poussière de ville selon la relation suivante :

$$[K'] = [K_{PM2.5}] - ([K_{MP2.5-10}]/[Fe_{MP2.5-10}]) * [Fe_{MP2.5}] \quad (éq.\ 3.4.1)$$

Les concentrations des éléments dans la fraction fine ont été prises à chaque échantillonnage tandis que le ratio des concentrations des éléments dans la fraction grossière est obtenu pour la période étudiée et représente le ratio moyen de la poussière de rue. Le tableau 3.4.3 présente les ratios K'/Fe ainsi que les coefficients de détermination calculés pour chaque saison. On observe que les ratios K'/Fe sont plus élevés à RDP en hiver que l'été, et ils sont aussi plus élevés qu'à la station témoin de la rue Ontario en hiver. Le ratio moyen hivernal s'élève à 3,23 à RDP et se situe à 1,66 à la rue Ontario. En hiver, le coefficient de détermination (R^2) à la station RDP s'abaisse à 0,21 et est inférieur qu'à la station de la rue Ontario. Ceci pourrait indiquer que les sources de potassium et de fer diffèrent d'autant plus à RDP qu'à la rue Ontario.

La figure 3.4.2 présente la variations saisonnières des ratios K/Fe et K'/Fe. Nous constatons que les ratios sont plus élevés en hiver qu'en été, avec des différences significatives ($p < 0,05$) à la station RDP entre les données hivernales et estivales. Étant donné que la fraction de potassium de la poussière de rue est soustraite, les différences significatives sont accentuées pour les ratios K'/Fe par rapport aux ratios K/Fe.

Tableau 3.4.3 Ratios K'/Fe et coefficients de détermination calculés aux stations RDP et rue Ontario

Station / Saison	RDP		Rue Ontario	
	K'/Fe	R^2	K'/Fe	R^2
H1999	4,42	0,20	1,82	0,13
É1999	0,73	0,02	0,72	0,25
H2000	2,56	0,15	2,05	0,11
É2000	0,43	0,53	1,38	0,09
H2001	N.D.	N.D.	1,68	0,40
É2001	0,53	0,33	0,39	0,00
H2002	2,72	0,29	1,08	0,56
É2002	0,81	0,06	0,81	0,01
Moyenne hivernale	3,23	0,21	1,66	0,30
Moyenne estivale	0,63	0,23	0,82	0,09

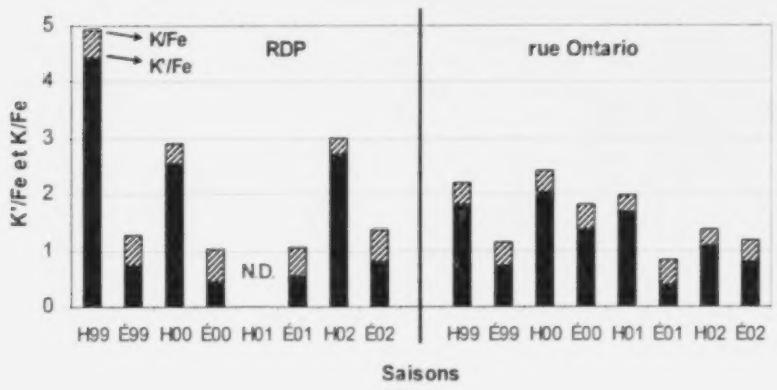


Figure 3.4.2 Variation saisonnière des ratios potassium sur fer (K/Fe) et K'/Fe aux stations RDP et rue Ontario (moyenne)

En résumé

La concentration moyenne hivernale de potassium (K) à RDP est de 0,132 µg/m^3 et est environ 150 % plus élevée que la concentration moyenne estivale. En hiver, elle est aussi 40 % supérieure qu'à la rue Ontario. Pendant la saison hivernale à RDP, le ratio K/Fe dans les particules fines s'élève à 3,6 et il est environ 200 % plus élevé qu'en été et 80 % plus élevé qu'à la rue Ontario en hiver. Un ratio plus élevé sur les particules fines est caractéristique d'une source possible de combustion du bois.

3.5 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

3.5.1 Échantillonneurs à grand débit modifié (EGDM) sur 24 heures

Vingt-huit HAP ont été analysés. L'échantillonnage a été plus fréquent durant les saisons hivernales et moins intense durant les étés.

À l'hiver 2002, le niveau médian de HAP mesuré à la station de RDP atteint 37,0 ng/m^3 alors qu'il s'élevait à 28,9 ng/m^3 à l'hiver 2001. Les valeurs médianes mesurées durant les hivers 1999 et 2000 sont supérieures : 71,5 et 66,9 ng/m^3 respectivement. Par contre, les valeurs 90e centiles décroissent de moitié à partir de l'hiver 2000 jusqu'à l'hiver 2002 (voir la figure 3.5.1 et le tableau 3.5.1).

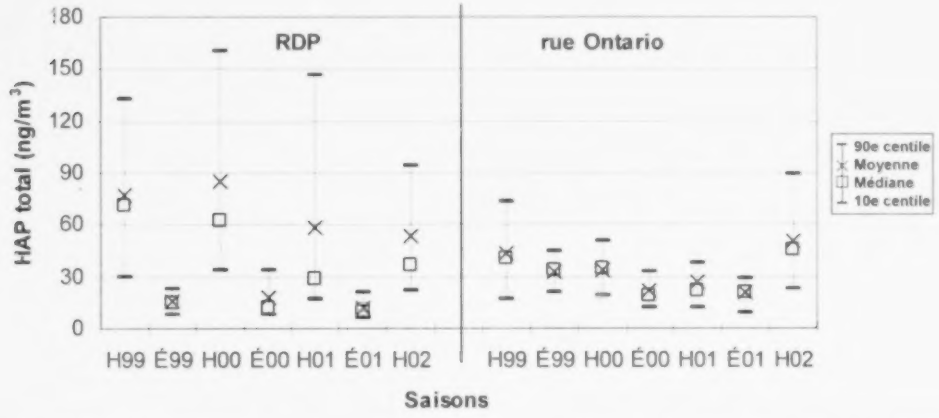


Figure 3.5.1 Variation saisonnière des concentrations de HAP aux stations RDP et rue Ontario

À la station RDP, les valeurs médianes hivernales sont clairement supérieures aux valeurs estivales. Les différences saisonnières sont statistiquement significatives ($p < 0,05$), à l'exception de l'été 1999, vis-à-vis les hivers 2001 et 2002.

À la station de la rue Ontario, les valeurs médianes hivernales sont quelque peu supérieures aux valeurs estivales, mais les différences ne sont pas statistiquement significatives. Pour l'hiver 2002, on note une hausse importante de la médiane allant à 45,5 ng/m^3.

Tableau 3.5.1 Synthèse des résultats de HAP totaux mesurés sur 24 heures de l'hiver 1999 jusqu'en hiver 2002 aux stations RDP et rue Ontario (ng/m^3)

Station	Saison	n	Moyenne	Moyenne géométrique	Écart type	Minimum	Médiane	Maximum
RDP	H1999	21	76,83	61,63	46,06	10,01	71,50	184,08
	É1999	7	15,70	14,03	7,32	5,27	14,97	27,53
	H2000	28	84,81	67,14	70,85	28,44	62,78	338,31
	É2000	11	17,45	14,86	10,63	5,20	12,14	39,16
	H2001	10	58,43	37,98	65,32	11,70	28,85	211,42
	É2001	11	12,30	10,55	7,26	4,12	9,57	27,51
	H2002	8	53,43	41,61	46,36	20,04	37,02	159,01
Moy. hivernale		67	74,62	56,79	60,38	10,01	56,35	338,31
Moy. estivale		29	15,07	12,87	8,72	4,12	12,14	39,16
Rue Ontario	H1999	15	43,68	37,88	23,06	14,18	40,68	89,44
	É1999	10	32,16	29,74	11,05	9,42	34,09	45,61
	H2000	12	33,59	30,61	13,65	10,51	34,86	56,62
	É2000	10	22,05	20,09	10,18	11,38	19,01	42,00
	H2001	11	27,13	22,94	18,20	9,11	21,93	73,77
	É2001	12	21,22	18,52	11,63	8,08	20,71	49,20
	H2002	8	50,56	43,81	29,50	20,03	45,45	105,19
Moy. hivernale		46	38,29	32,60	22,20	9,11	34,77	105,19
Moy. estivale		32	24,90	22,03	11,76	8,08	25,17	49,20

La comparaison de tous les résultats montre que, sauf pour l'hiver 2002, les médianes hivernales de RDP sont supérieures à celles de la station de la rue Ontario mais seules les valeurs de l'hiver 2000 sont significativement différentes ($p < 0,05$). En été, on observe le contraire, soit des médianes à RDP qui sont environ deux fois inférieures à celles de la rue Ontario. Les différences sont toutefois non significatives (à l'exception de l'été 1999). La figure 3.5.1 montre bien les différences dans la distribution saisonnière des teneurs de HAP aux deux stations [10^e, 50^e (médiane) et 90^e centile]. En examinant les 90^e centiles de la station RDP en hiver, nous constatons que la variation saisonnière est beaucoup plus accentuée à la station RDP qu'à la rue Ontario. Ceci nous indique que la ou les sources de HAP sont présentes à l'année au centre-ville de Montréal alors que dans le quartier RDP, on y retrouve une source importante de HAP uniquement en hiver. En été, l'importance du transport automobile explique la variabilité plus forte observée au centre-ville que dans le quartier résidentiel où il y a peu de sources de HAP.

Globalement, la moyenne des HAP mesurée à RDP pendant les quatre hivers s'élève à 74,6 ng/m^3 (tableau 3.5.1). Cette concentration est cinq fois supérieure à celle qu'on y mesure l'été et deux fois supérieure à celle de la station de la rue Ontario en hiver.

Parmi toutes les substances mesurées en hiver, le phénanthrène est le plus présent et constitue près de 30 % de l'ensemble des HAP (tableau 3.5.2). Le fluoranthène, le fluorène, le pyrène et l'acénaphthylène sont quatre autres HAP retrouvés dans les proportions les plus importantes, et ce aux deux stations. En été, le phénanthrène représente la moitié des HAP mesurés dans l'air et la majorité des autres produits voient donc leur importance diminuer. Quelques produits comme le fluoranthène et le pyrène demeurent présents en proportion semblable au cours de l'année.

Tableau 3.5.2 Variation saisonnière de la contribution des différents HAP (%) à l'ensemble des HAP mesurés à RDP et rue Ontario

Station	RDP			Rue Ont.		
Période / Substance	Entière[1]	Hivers 1999 à 2002	Étés 1999 à 2001	Entière	Hivers 1999 à 2002	Étés 1999 à 2001
Acénaphtylène	7,8	10,3	1,6	5,8	8,0	1,6
Acénaphtène	2,8	2,8	2,4	3,3	3,7	2,1
Fluorène	10,1	10,2	8,7	10,4	11,4	7,7
2-Méthyl-fluorène	3,2	2,4	4,5	3,3	3,3	3,2
Phénanthrène	34,9	29,8	48,5	38,6	30,5	52,2
Anthracène	2,9	3,2	2,0	2,6	2,3	2,8
Fluoranthène	10,8	10,6	12,1	10,7	10,6	11,7
Pyrène	7,7	8,0	7,2	4,4	3,8	4,8
Rétène	0,6	0,3	1,1	3,5	4,5	2,6
Benzo(a)fluorène	0,8	0,9	0,5	0,6	0,7	0,4
Benzo(b)fluorène	0,4	0,5	0,2	0,3	0,4	0,2
1-Méthyl-pyrène	0,5	0,6	0,4	0,4	0,4	0,3
Benzo(g,h,i)fluoranthène	1,3	1,6	0,6	1,0	1,3	0,6
Benz(a)anthracène	1,3	1,8	0,4	1,0	1,3	0,5
Chrysène	2,6	2,9	1,9	2,4	2,9	1,7
Triphénylène	0,7	0,7	0,7	0,7	0,8	0,5
7-Me-Benz(a)anthracène	0,03	0,02	0,04	0,02	0,02	0,02
Benzo(b)fluoranthène	3,9	4,4	2,8	3,6	4,6	2,5
Benzo(k)fluoranthène	1,0	1,1	0,6	0,9	1,2	0,5
Benzo(e)pyrène	1,9	2,1	1,4	1,9	2,5	1,4
Benzo(a)pyrène	1,2	1,5	0,3	0,9	1,2	0,4
Pérylène	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,05
3-Méthyl-cholanthrène	0,04	0,02	0,07	0,03	0,03	0,03
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	1,5	1,7	0,8	1,3	1,6	0,8
Dibenz(a,c)&(a,h)anthracène	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,1
Benzo(b)chrysène	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,05
Benzo(g,h,i)pérylène	1,6	1,8	1,0	1,7	2,1	1,1
Anthanthrène	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1
Contribution totale	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %

1. Période « entière » représente la période totale d'échantillonnage comprise entre le 7 décembre 1998 et le 8 mai 2002.

3.5.2 Benzo(a)pyrène et la norme québécoise

Pour ce qui est du benzo(a)pyrène ou BaP, les résultats sont présentés à la figure 3.5.2 et au tableau 3.5.3. Durant l'hiver, les médianes sont deux fois plus élevées à RDP qu'à la rue Ontario, sauf pour l'hiver 2002 où les valeurs se rapprochent à 0,33 ng/m^3 et 0,26 ng/m^3 respectivement. Aux deux stations, les valeurs de BaP baissent d'environ de moitié pour les hivers 2001 et 2002 par rapport aux hivers 1999 et 2000.

À RDP, les valeurs médianes de BaP sont 10 à 30 fois plus élevées l'hiver par rapport à l'été, tandis qu'à la station de la rue Ontario, elles sont 3 à 8 fois plus élevées. Les

différences sont statistiquement significatives ($p < 0,05$) à RDP. En été, les niveaux de BaP mesurés à RDP sont toutefois plus bas que ceux mesurés à la station de la rue Ontario. La sensibilité accrue à la photo-dégradation du BaP l'été par rapport à l'hiver (Germain *et al.*, 1993) peut expliquer la raison pour laquelle la différence hiver-été est plus forte pour le BaP que pour les autres HAP.

Tel que mentionné dans le rapport Bonvalot *et al.* (2000), l'écart entre les valeurs saisonnières des HAP et de BaP varie beaucoup plus dans les milieux influencés par le chauffage au bois que dans ceux influencés par le transport automobile.

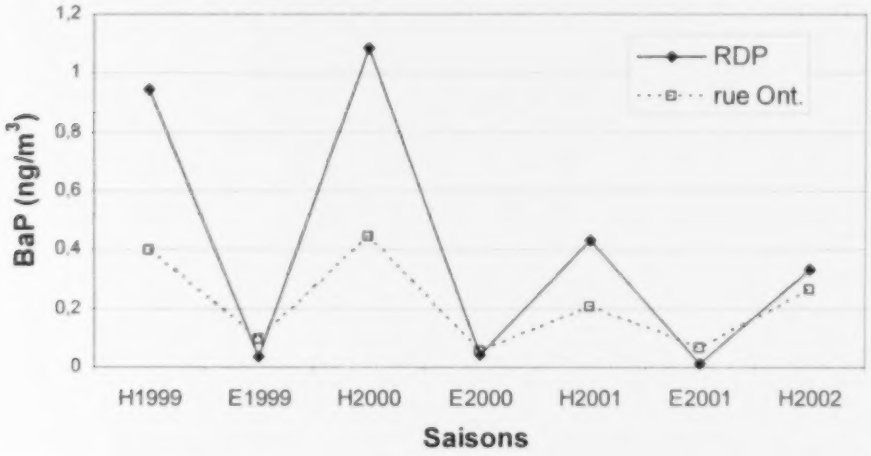


Figure 3.5.2 Variation saisonnière des niveaux de BaP mesurés aux stations RDP et rue Ontario (médiane)

Tableau 3.5.3 Synthèse saisonnière des résultats de BaP mesurés sur 24 heures de l'hiver 1999 à l'hiver 2002 aux stations RDP et rue Ontario (ng/m^3)

Station	Saison	n	Moyenne	Moyenne géométrique	Écart type	Minimum	Médiane	Maximum
RDP	H1999	21	1,20	0,63	1,11	0,00	0,94	4,53
	É1999	7	0,04	0,03	0,03	0,01	0,04	0,11
	H2000	28	1,84	1,12	2,16	0,11	1,09	10,01
	É2000	11	0,06	0,04	0,05	0,01	0,04	0,16
	H2001	10	1,15	0,49	1,75	0,04	0,43	5,54
	É2001	11	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,05
	H2002	8	0,75	0,41	1,06	0,08	0,33	3,31
Rue Ontario	H1999	15	0,62	0,45	0,52	0,07	0,40	1,89
	É1999	10	0,09	0,07	0,05	0,01	0,09	0,18
	H2000	12	0,43	0,33	0,29	0,07	0,44	0,95
	É2000	10	0,08	0,06	0,08	0,02	0,05	0,29
	H2001	11	0,33	0,20	0,35	0,04	0,20	1,17
	É2001	12	0,10	0,07	0,10	0,01	0,07	0,38
	H2002	8	0,56	0,34	0,55	0,07	0,26	1,52

Nous avons aussi vérifié si le niveau moyen du BaP respectait le critère annuel de 0,9 ng/m^3 du Ministère de l'Environnement du Québec (voir la figure 3.5.3 et le tableau 3.5.4). À RDP, les moyennes annuelles s'élevaient à 0,96 ng/m^3 en 1999 et à 1,32 ng/m^3 en 2000, toutefois ces dépassements ne sont pas significativement supérieurs ($p < 0,05$) au critère. En 2001, il y a eu une baisse importante du niveau moyen du BaP qui a atteint 0,37 ng/m^3. À la station de la rue Ontario, les valeurs moyennes annuelles se situent entre 0,20 ng/m^3 et 0,32 ng/m^3 et rencontrent le critère provincial.

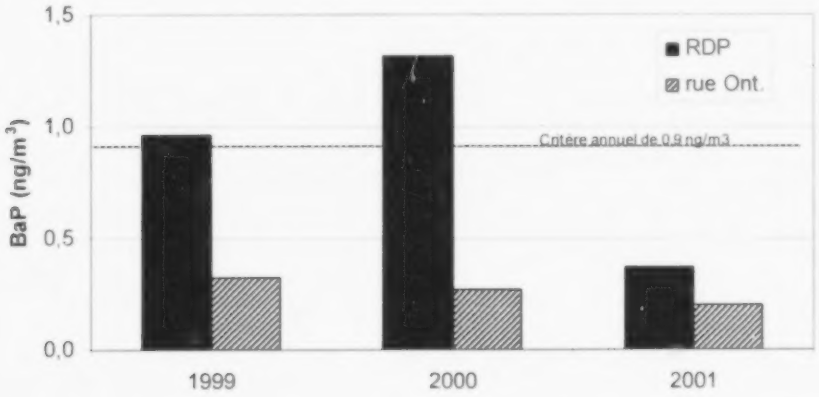


Figure 3.5.3 Variation de la moyenne annuelle du BaP mesurés aux stations RDP et rue Ontario

Tableau 3.5.4 Synthèse annuelle des résultats de BaP mesurés sur 24 heures aux stations RDP et rue Ontario (ng/m^3)

Station	RDP			Rue Ontario		
Année	1999	2000	2001	1999	2000	2001
n	35	42	28	29	27	27
Moyenne	0,96	1,32	0,37	0,32	0,27	0,20
Moy. géom.	0,31	0,43	0,09	0,18	0,15	0,12
Écart type	1,17	1,96	1,03	0,42	0,27	0,23
Minimum	0,00	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01
10^e centile	0,02	0,03	0,01	0,06	0,04	0,04
Médiane	0,51	0,54	0,06	0,17	0,17	0,14
90^e centile	2,58	3,32	0,48	0,63	0,67	0,40
Maximum	4,53	10,01	5,54	1,89	0,95	1,17

3.5.3 Analyseur de HAP en continu

L'analyseur de HAP en continu permet de vérifier les variations horaires, journalières, hebdomadaires, mensuelles et saisonnières des HAP à RDP. Durant les saisons d'été, la corrélation entre les données de l'analyseur en continu et les données obtenues par l'échantillonneur à grand débit modifié (EGDM) est faible, tout comme les

concentrations qui sont aux limites de la méthode analytique de l'appareil de mesure. Pour l'été 2001, l'analyseur en continu a donc été déplacé à la station de la rue Ontario.

Nous avons calibré l'analyseur en continu en comparant les données obtenues avec celles du EGDM pour les journées du Réseau national de surveillance des polluants atmosphériques (RNSPA). Nous avons calculé les résultats en considérant les moyennes journalières, d'une part, et les moyennes horaires, d'autre part. Pour chaque saison, les données obtenues par l'analyseur en continu ont été corrigées en tenant compte de la corrélation calculée avec le EGDM, pour l'ensemble des données de chaque saison prise individuellement. La figure 3.5.4 présente la corrélation des données pour trois saisons.

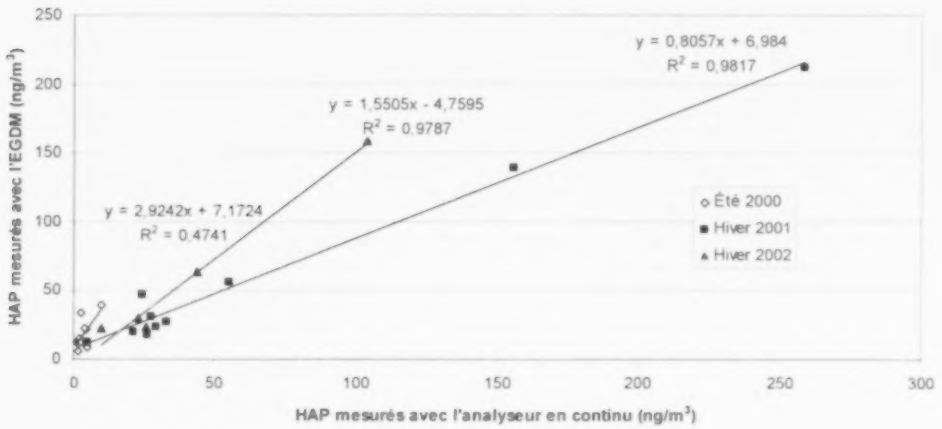


Figure 3.5.4 Corrélation entre les résultats obtenus avec l'analyseur en continu et le EGDM à RDP

Nous avons aussi vérifié s'il y avait des différences entre les valeurs statistiques calculées pour les journées d'échantillonnage du RNSPA et l'ensemble des résultats obtenus avec l'analyseur en continu. Nous n'avons pas observé de différences significatives ($p < 0,05$) entre les valeurs moyennes ou médianes calculées à partir de tous les résultats ou à partir des seules journées du réseau national de surveillance. Toutefois, l'emploi des seules journées du réseau fait que nous manquons certaines valeurs minimales et maximales. Les variations saisonnières observées avec l'analyseur en continu (figure 3.5.5) sont semblables à celles mesurées à partir des échantillons prélevés aux six jours avec l'échantillonneur à grand volume (figure 3.5.1). Seules les saisons de l'hiver et de l'été 2000 sont statistiquement différents ($p < 0,05$) des autres alors que les médianes sont inférieures à celles obtenues avec l'EGDM.

La variation mensuelle est démontrée à la figure 3.5.6 avec les différences semaine/fin de semaine. Dans ce dernier graphique, les données proviennent des moyennes mensuelles de toutes les valeurs disponibles de décembre 1998 jusqu'à février 2002. Les valeurs moyennes mensuelles d'hiver sont environ 6 à 7 fois supérieures à celles obtenues l'été. La figure montre aussi que les valeurs mesurées les fins de semaine sont supérieures à

celles mesurées les jours de semaine en hiver, alors qu'elles sont inférieures en été. Les valeurs les plus élevées surviennent en décembre, janvier et février.

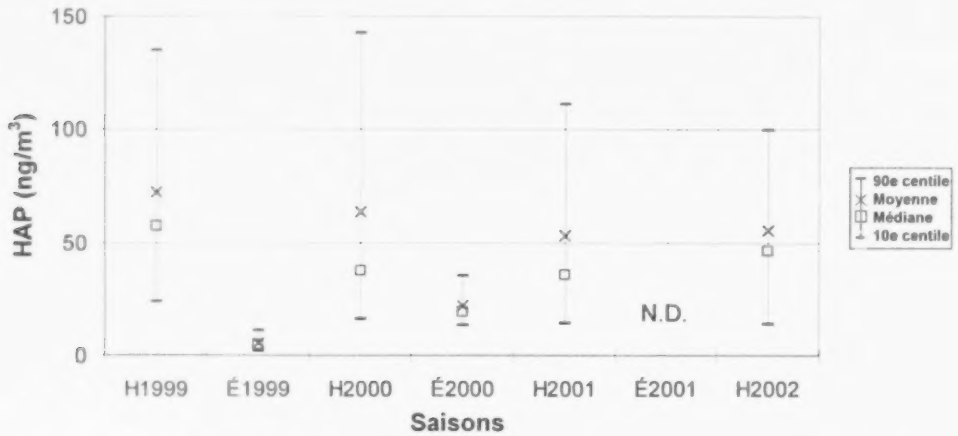


Figure 3.5.5 Variation saisonnière des HAP mesurés avec l'analyseur en continu à RDP (moyenne sur 24 heures)

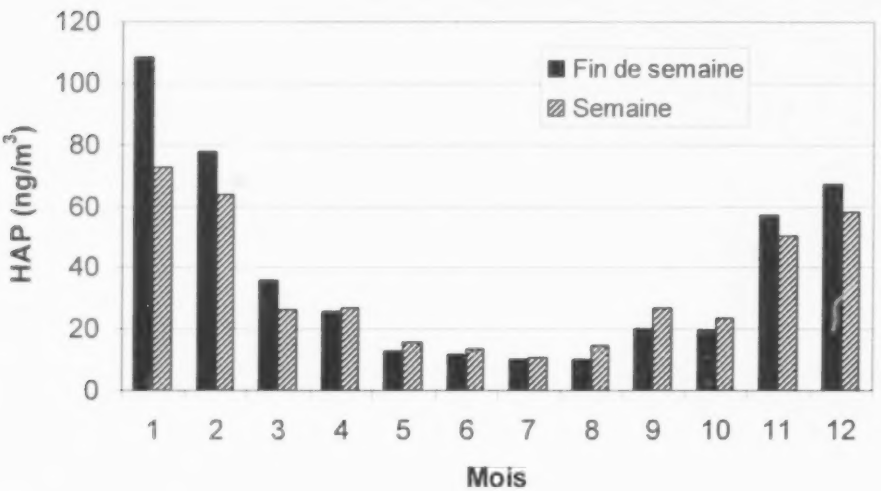


Figure 3.5.6 Variation mensuelle des HAP (semaine vs fin de semaine) à RDP

La figure 3.5.7 présente la variation journalière des niveaux de HAP durant les périodes estivale et hivernale. Durant l'hiver, on observe que les valeurs de la fin de semaine sont approximativement 30 % plus élevées que les valeurs de la semaine. La moyenne maximale s'élève à 78 ng/m^3 le dimanche. Durant l'été, les valeurs de la fin de semaine sont environ 20 % plus faibles que les valeurs obtenues pendant la semaine de travail.

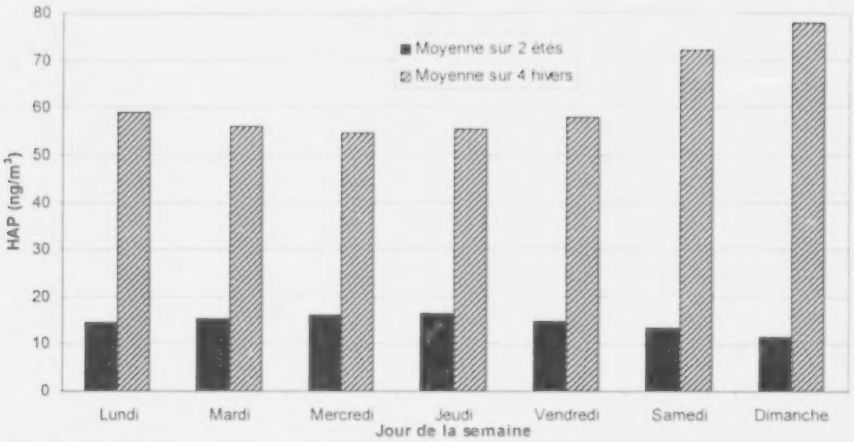


Figure 3.5.7 Variation journalière des HAP (été vs hiver) à RDP

La figure 3.5.8 montre la moyenne de la variation horaire des HAP pour les quatre hivers échantillonnés à RDP. En hiver, les niveaux de HAP mesurés la semaine augmentent à partir de 6 heures du matin, diminuent ensuite à partir de 8 heures et se stabilisent entre 11 heures et 16 heures alors qu'elles augmentent de nouveau pour atteindre un maximum vers 20 heures. En soirée, nous avons constaté que les moyennes et médianes étaient plus élevés pour les lundis et mercredis soir, par rapport aux trois autres jours de la semaine de travail (non montré sur la figure 3.5.8). Le samedi matin, l'augmentation observée se fait deux heures plus tard que durant la semaine de travail, et ensuite la teneur en HAP demeure sensiblement constante jusqu'à 15 heures où elle s'élève jusqu'à atteindre un maximum de 158 ng/m^3 vers 20 heures. Ces comportements sont semblables à ceux observés à l'hiver 1999 (Bonvalot *et al.*, 2000). Le dimanche, les concentrations de HAP sont élevées tôt en matinée pour ensuite suivre une distribution semblable au samedi. Pour ce qui est de la période de la journée comprise entre 11 heures et 15 heures, il y a deux fois plus de HAP dans l'air la fin de semaine que la semaine et trois fois plus en soirée qu'en après-midi, tant la semaine que la fin de semaine. Les valeurs horaires les plus élevées surviennent pendant les soirs de fin de semaine et elles sont environ 30 % plus élevées que les soirs de semaine.

La figure 3.5.9 présente les variations horaires estivales mesurées à RDP en 1999 et 2000, ainsi qu'à la station de la rue Ontario en 2001. Tout comme en hiver, deux pointes maximales sont observées en matinée et en soirée, cependant quelques différences sont à noter. À RDP en été, les variations horaires ressemblent à celles observées en hiver, mais les niveaux de HAP sont environ trois à cinq fois plus faibles qu'en hiver. La pointe du matin est plus forte en été (en pourcentage) qu'en hiver, alors que la pointe de la soirée est environ 10 fois plus faible et survient plus tard en été qu'en hiver.

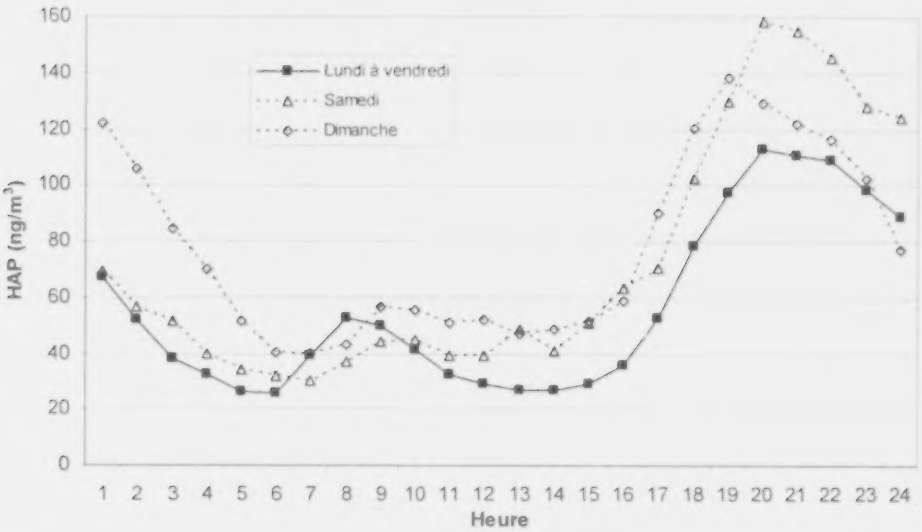


Figure 3.5.8 Variation horaire des HAP mesurés durant l'hiver (semaine vs fin de semaine) à RDP

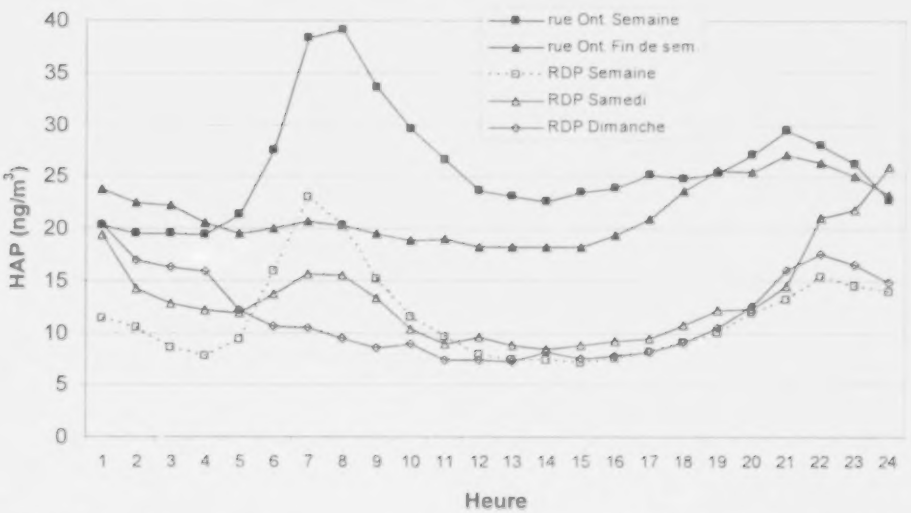


Figure 3.5.9 Variation horaire des HAP mesurés durant l'été à RDP (1999 et 2000) et rue Ontario (2001) (semaine vs fin de semaine)

En été, durant la semaine de travail, les deux patrons de distribution aux stations RDP et de la rue Ontario sont relativement semblables, avec une pointe matinale se produisant entre 5 h et 11 h et une deuxième pointe plus faible débutant en soirée vers 18 h. Les concentrations de HAP à RDP sont deux fois moindres qu'à la station de la rue Ontario durant la semaine avec un maximum à RDP atteignant 23 ng/m^3 le matin. On peut présumer que les sources de HAP sont semblables aux deux stations et proviennent du transport routier. Durant la fin de semaine, les patrons de distribution sont différentes. À la rue Ontario, les niveaux de HAP demeurent stables pendant le jour et atteignent un maximum vers 21h. À RDP, le samedi, une légère pointe se manifeste vers 6 h à 9 h, suivi d'une réduction en après-midi et d'une hausse importante débutant vers18 h qui atteint un maximum de
26 ng/m^3 à minuit. Cette hausse pourrait s'expliquer par l'utilisation de BBQ, de tondeuses à gazon à essence ou de feux extérieurs de plaisance. Le dimanche, les concentrations de HAP décroissent tout au long de la journée avant de remonter et d'atteindre un maximum vers 22 h.

3.5.4 Relation entre les HAP et l'origine du vent

La figure 3.5.10 montre la concentration moyenne des HAP selon l'origine du vent. La valeur numérique à l'extrémité de chaque barre représente le nombre de données disponibles pour calculer la concentration moyenne. Les concentrations de HAP les plus élevées sont mesurées par vents calmes avec une valeur moyenne de 191 ng/m^3. Toutefois, les vents calmes surviennent uniquement 0,7 % du temps soit 72 heures pour l'ensemble des quatre hivers étudiés. Les vents en provenance d'est à sud-est constituent le secteur où les concentrations moyennes des HAP sont les plus élevées, avec des valeurs variant de 124 à 128 ng/m^3. Les vents proviennent de ces directions uniquement 3,1 % du temps.

Toutefois, comme le montre la figure 3.1.4, la vitesse du vent en provenance du secteur est à sud-est est plus faible que celle en provenance du nord-est ou du secteur ouest à sud-ouest. Pour les secteurs nord-nord-est à est-nord-est, la vitesse du vent comprise entre 11 à 20 km/h survient 21 à 36 % du temps alors que pour les secteurs est à sud-est, la fréquence pour cette même classe de vitesse de vent est toujours inférieure à 17 % du temps. Toujours d'après la figure 3.1.4, la classe de vitesse de vent comprise entre 21 à 30 km/h ne se produit jamais lorsque le vent provient du secteur est à sud-est alors qu'elle est présente pour le secteur nord-est. Puisqu'il y a une forte relation
($r = -0,74$) entre la vitesse du vent et les concentrations de $MP_{2,5}$ (voir section 3.2.3) ou de HAP alors il est normal de constater que de hautes concentrations de HAP sont associées avec un faible régime de vitesse de vent. Les vitesses de vent relativement élevées du secteur nord-nord-est à est-nord-est sont responsables des faibles concentrations de HAP mesurées à RDP. À l'opposé, les concentrations de HAP plus élevées en provenance du secteur est à sud-est sont en partie causées par de faibles vitesses de vents.

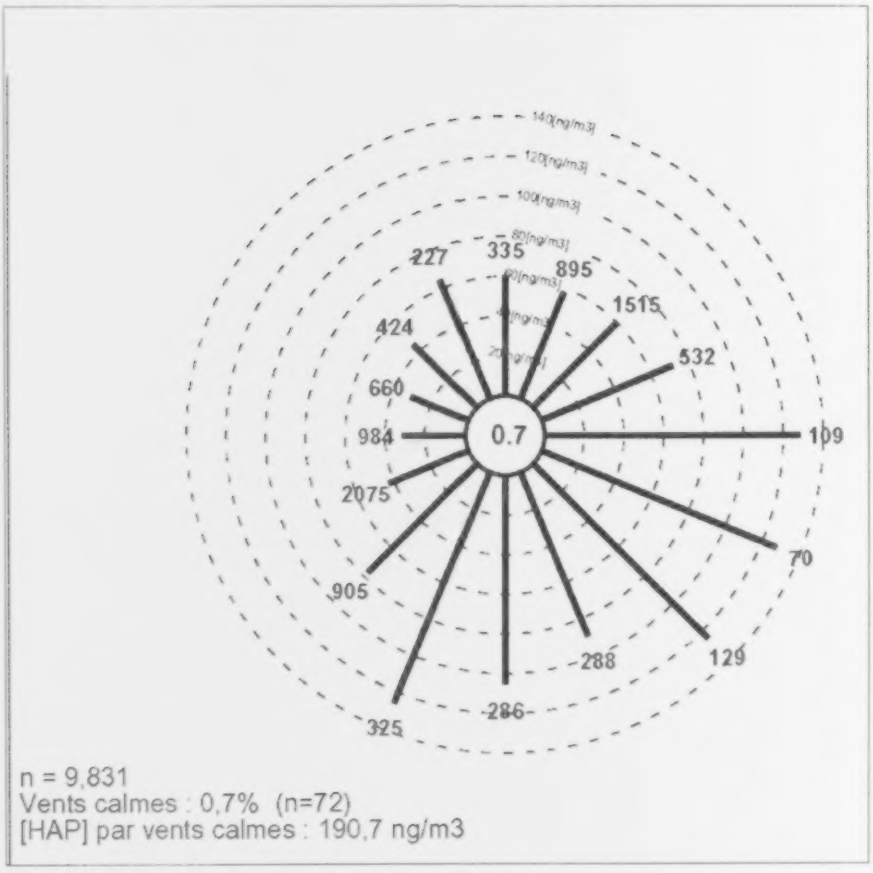


Figure 3.5.10 Concentrations moyennes des HAP selon l'origine du vent à RDP (décembre à mars inclusivement; 4 hivers). Le chiffre à l'extrémité de chaque segment indique le nombre de données qui a servi pour calculer la moyenne des concentrations.

On remarque aussi une seconde direction de haute concentration par vents du sud-sud-ouest en provenance du quartier résidentiel et de l'île de Montréal avec une valeur de 126 ng/m^3 (3,3 % du temps). Les concentrations moyennes les plus basses se produisent lorsque les vents proviennent du quadrant ouest à nord-ouest.

3.5.5 Indicateurs

Afin d'identifier les sources, il est courant de relativiser les différents HAP entre eux. Ainsi, selon Aubin et Farant (2000), le benzo(b)fluoranthène peut servir comme base de relativisation entre les différents produits pour discriminer des sources. D'autre part, nous avions observé dans le rapport initial (Bonvalot *et al.*, 2000) que le ratio chrysène/benzo(e)pyrène (Chr/BeP) était plus grand à RDP qu'à la rue Ontario. Nous

avons refait le même exercice en ajoutant les paires phénanthrène/ benzo(e)pyrène (Phe/BeP) et benzo(ghi)pérylène et benzo(b)fluoranthène (BghiPer/BbFlt).

Le tableau 3.5.5 présente les ratios des HAP. À RDP et à la rue Ontario, le rapport Phe/BeP ne montre pas de différence significative ($p < 0,05$) entre chacun des hivers ou entre chacun des étés. Toutefois, les différences sont significatives entre les hivers et les étés. Le ratio Phe/BeP ne montre aucune différence entre les deux stations pour chaque saison prise une à une. Il semble donc que le ratio Phe/BeP permet de discriminer entre les saisons mais pas entre les sources « chauffage au bois-transport » sur l'île de Montréal.

Pour ce qui est des ratios Chr/BeP et BghiPer/BbFlt, aucune tendance n'a pu être décelée parmi les saisons ou les stations.

Tableau 3.5.5 Comparaison des rapports entre différents HAP mesurés aux stations RDP et rue Ontario

Ratio	Phénanthrène/ Benzo(e)pyrène		Chrysène/ Benzo(e)pyrène		Benzo(ghi)pérylène/ Benzo(b)fluoranthène	
Saison	**RDP**	**rue Ontario**	**RDP**	**rue Ontario**	**RDP**	**rue Ontario**
H1999	17,4	14,2	1,46	1,24	0,39	0,47
E1999	56,0	54,3	1,16	1,12	0,39	0,46
H2000	15,3	18,9	1,29	1,16	0,43	0,62
E2000	57,9	72,4	1,58	1,31	0,43	0,54
H2001	16,5	16,9	1,46	1,29	0,42	0,48
E2001	76,1	92,0	1,98	1,94	0,62	0,69
H2002	20,5	27,9	1,73	1,55	0,47	0,59

3.5.6 Comparaison des $MP_{2,5}$ et des HAP mesurés en continu

La figure 3.5.11 illustre la relation entre les concentrations horaires des HAP et des $MP_{2,5}$ durant la période hivernale. On remarque que les données ne suivent pas une distribution normale. En effet, 83 % des données de HAP ont une valeur inférieure à 100 ng/m^3 alors que 87 % des données de $MP_{2,5}$ sont plus petites que 20 µg/m^3. Toutefois, la relation entre les HAP et les $MP_{2,5}$ est positive, les concentrations de HAP augmentent lorsque les concentrations de $MP_{2,5}$ augmentent. A titre indicatif, une courbe de tendance a été superposée au graphique. Le coefficient de corrélation de rang de Spearman entre les concentrations horaire des HAP et des $MP_{2,5}$ est de 0,73 ($p < 0,01$).

La relation entre HAP et $MP_{2,5}$ peut être mieux visualisée par la variation des moyennes horaires tel qu'illustré à la figure 3.5.12. Bien que deux ordres de grandeur existent entre les $MP_{2,5}$ (µg/m^3) et les HAP (ng/m^3), on note une grande similitude dans le comportement horaire des deux polluants et le coefficient de corrélation de rang de Spearman est de 0,93 ($p < 0,01$). Ce résultat suggère que les sources des HAP et des $MP_{2,5}$ sont probablement de mêmes natures et que ces deux polluants réagissent de façon similaire aux conditions atmosphériques.

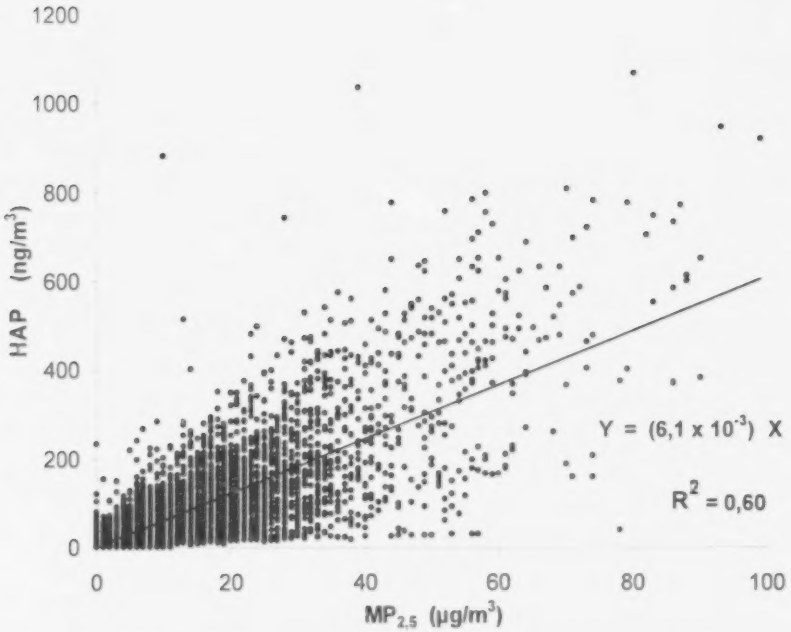


Figure 3.5.11 Relation entre les concentrations horaires des $MP_{2.5}$ et des HAP mesurés à RDP en hiver (n = 10 037)

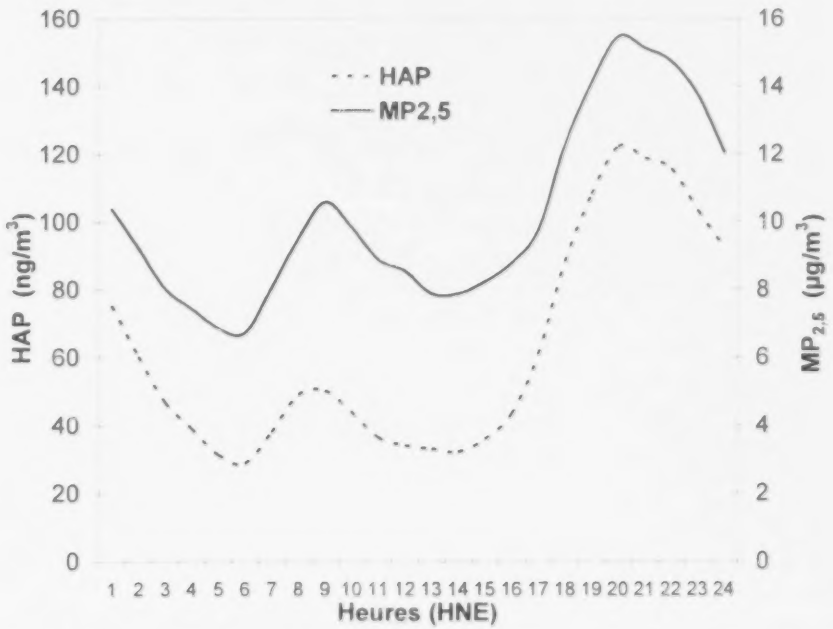


Figure 3.5.12 Variation des concentrations moyennes des HAP et $MP_{2.5}$ à RDP en hiver (HAP : n = 434; $MP_{2.5}$: n = 464)

Ratio HAP/$MP_{2.5}$

L'étude du ratio entre les HAP et les $MP_{2.5}$ peut dans une certaine mesure caractériser la ou les sources des polluants. Les figures 3.5.13 et 3.5.14 montrent la variation du ratio horaire HAP/ $MP_{2.5}$ au cours de la journée. Le ratio varie entre 0,004 et 0,008 pour une valeur moyenne de 0,006. De façon générale, plus les concentrations moyennes horaires des $MP_{2.5}$ sont élevées plus le ratio HAP/ $MP_{2.5}$ devient élevé. Par exemple, on constate qu'entre 18 heures et minuit, le ratio HAP/ $MP_{2.5}$ est relativement constant avec une valeur moyenne de 0,0077. De jour, entre 7 et 15 heures, le ratio moyen se situe à 0,0044.

Le ratio HAP/$MP_{2.5}$ en soirée augmente de 75 % par rapport au jour, c'est-à-dire qu'en soirée il y a 75 % plus de HAP par rapport aux $MP_{2.5}$ que durant le jour. Ce résultat suggère que les sources présentes en soirée sont possiblement différentes que celles de jour. Une plus grande utilisation du chauffage au bois en soirée pourrait être en partie responsable de ce résultat.

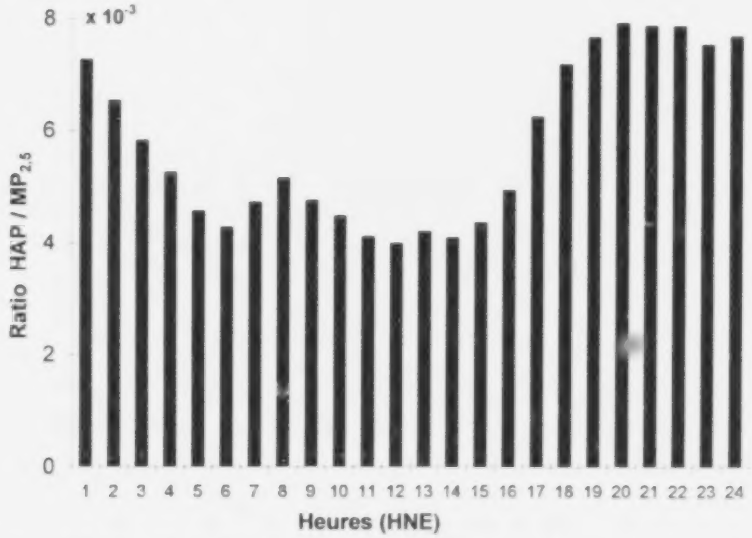


Figure 3.5.13 Variation du ratio HAP / $MP_{2.5}$ des concentrations moyennes mesurés à RDP en hiver

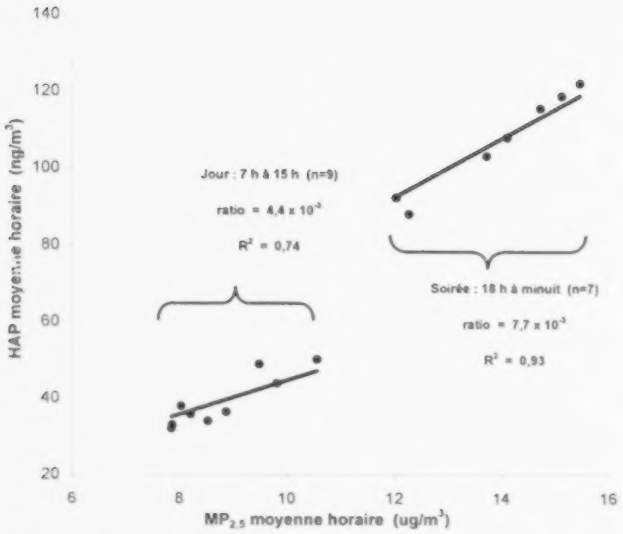


Figure 3.5.14 Relation entre les concentrations moyennes horaires des $MP_{2,5}$ et des HAP mesurés à RDP en hiver. Les pentes représentent le ratio HAP / $MP_{2,5}$.

En résumé

De façon générale, l'ensemble des graphiques (figures 3.5.5 à 3.5.9) semble indiquer que les niveaux de HAP dans l'air ambiant à RDP sont influencés par une source hivernale que l'on peut associer au chauffage résidentiel au bois. Les concentrations mesurées sont fréquemment supérieures l'hiver par rapport à l'été, la fin de semaine par rapport à la semaine durant l'hiver, et en soirée par rapport au jour en hiver. Seul le ratio Phe/BeP permet de discriminer entre les saisons hivernale et estivale, mais pas entre les stations de RDP et de la rue Ontario.

Il y a une relation positive entre les HAP et les $MP_{2,5}$ ce qui suggère que les sources de ces deux polluants sont probablement de même nature et qu'ils réagissent de façon similaire aux conditions atmosphériques.

3.6 Dioxines et furanes

Selon l'inventaire canadien, le chauffage résidentiel au bois émet une quantité importante de dioxines et de furanes dans l'atmosphère (Environnement Canada, 2000). L'incinération des déchets, tous les type de combustion et la sidérurgie émettent aussi des dioxines et des furanes dans l'air. Les dioxines et les furanes, appelés aussi polychlorodibenzodioxines (PCDD) et polychlorodibenzofuranes (PCDF), sont deux familles de substances formées respectivement de 75 et 135 congénères; chacun de ces deux ensembles de congénères est réparti en huit groupes homologues, dont cinq seulement sont analysés. Ce sont les groupes homologues tétra (T4), penta (P5), hexa (H6), hepta (H7) et octa (O).

Parmi l'ensemble des dioxines et des furanes, dix-sept congénères contribuent le plus à la toxicité du mélange et soulèvent le plus de préoccupations (GC, 1990). Ces dix-sept produits contiennent tous des atomes de chlore aux positions 2, 3, 7, et 8 de leur molécule et l'Organisation mondiale de la santé (OMS) leur a attribué un facteur de toxicité relatif à la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzodioxine (OTAN, 1988). Pour cette étude, les facteurs utilisés proviennent de la mise à jour de Van den Berg *et al.* (1998).

L'analyse de cette famille de composés a débuté à l'hiver 2000 à la station RDP et s'est poursuivie au cours des deux hivers suivants ainsi qu'à l'été 2001. Des données sont aussi disponibles à la station de la rue Ontario pour les mêmes périodes de même qu'à l'été 2000. D'autres données sont disponibles entre1992 et 1998 à la station de la rue Ontario.

3.6.1 Mesures dans l'air ambiant

Les résultats du tableau 3.6.1 montrent une décroissance des concentrations hivernales moyennes des PCDD/PCDF à la station RDP entre l'hiver 2000 (5,3 pg/m^3) et l'hiver 2002 (2,4 pg/m^3), alors que celles-ci sont plutôt restées stables à la station de la rue Ontario. Par ailleurs, les concentrations estivales étaient inférieures aux concentrations hivernales, et ce, tant à la station RDP qu'à la station de la rue Ontario. La figure 3.6.1 permet de visualiser l'évolution à la baisse des concentrations des périodes hivernales.

Tableau 3.6.1 Synthèse des statistiques relatives aux dioxines et aux furanes (pg/m^3) mesurés aux stations RDP et rue Ontario (hivers 2000 à 2002)

Station	Saison	n	Moyenne	Moyenne géométrique	Écart type	Minimum	Médiane	Maximum
RDP	H2000	9	5,3	4,9	2,5	2,7	5,0	10,0
	É2000	-	-	-	-	-	-	-
	H2001	21	3,5	2,5	3,0	0,6	2,1	11,0
	É2001	8	1,6	1,4	1,2	0,6	1,3	4,3
	H2002	8	2,4	2,3	0,9	1,4	2,3	4,1
rue Ontario	H2000	7	2,5	2,0	1,9	0,7	1,9	6,5
	É2000	5	1,7	1,2	1,4	0,5	1,7	3,8
	H2001	19	2,0	1,6	1,3	0,5	1,7	5,5
	É2001	9	0,9	0,8	0,6	0,4	0,8	1,8
	H2002	7	2,9	2,5	1,5	1,0	2,8	5,4

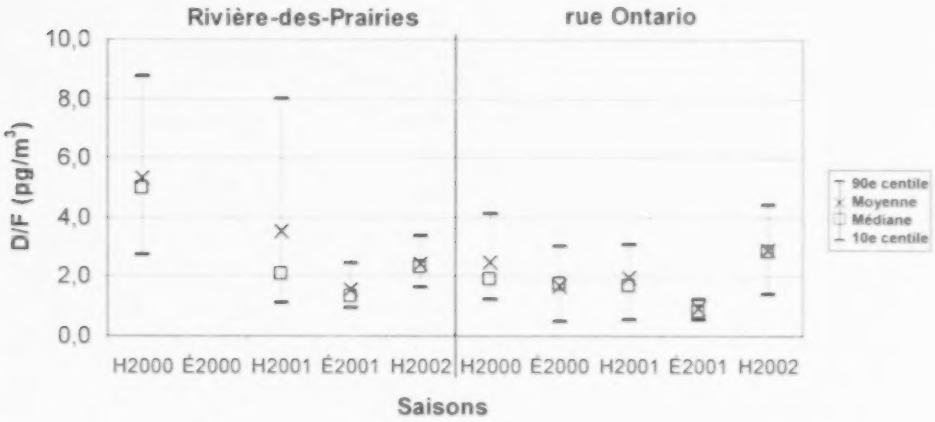


Figure 3.6.1 Sommaire des concentrations hivernales et estivales de dioxines et de furanes à Montréal (décembre1999 à mars 2002)

Nous avons examiné l'importance relative des groupes homologues PCDD et PCDF retrouvés dans le quartier résidentiel de RDP et sur la rue Ontario (tableau 3.6.2). Les PCDD, à RDP, représentent plus de 70 % du mélange PCDD/PCDF en hiver et environ 52 % en été. La différence est un peu moins prononcée à la station de la rue Ontario. Le tableau 3.6.2 montre que les concentrations des groupes homologues des PCDD augmentent avec le degré de chloration, contrairement à ceux des PCDF qui diminuent lorsque le nombre d'atomes de chlore présents augmente. Cette répartition des concentrations correspond à ce qui est mentionné dans la littérature (Lohmann *et al.*, 2000; Wagrowski et Hites, 2000). La répartition des groupes homologues est similaire aux deux sites de mesure et elle varie très peu entre l'été et l'hiver.

Tableau 3.6.2 Variation saisonnière de la contribution des différents groupes homologues (%) à l'ensemble des dioxines et des furanes mesurés aux stations RDP et rue Ontario

Station	Rivière-des-Prairies			Rue Ontario		
Période / Homologues	Entière[1]	Hivers 2000 à 2002	Été 2001	Entière	Hivers 2000 à 2002	Étés 2000 et 2001
T4CDD	1,6	1,6	2,0	1,6	1,7	1,2
P5CDD	4,0	3,9	4,6	3,8	4,1	3,0
H6CDD	11,7	11,9	10,0	9,5	10,5	7,1
H7CDD	21,6	22,5	15,6	19,7	20,3	18,1
OCDD	30,0	31,6	19,9	30,3	30,8	29,2
Total PCDD	**68,9**	**71,5**	**52,1**	**64,9**	**67,4**	**58,6**
T4CDF	8,6	7,8	13,3	11,9	10,8	14,5
P5CDF	7,2	6,0	14,8	7,8	7,0	9,6
H6CDF	6,6	5,8	11,9	7,1	6,6	8,4
H7CDF	4,6	4,6	4,7	4,8	4,7	5,1
OCDF	4,1	4,3	3,2	3,6	3,5	3,8
Total PCDF	**31,1**	**28,5**	**47,9**	**35,2**	**32,6**	**41,4**
Total PCDD/PCDF	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %

1. Période « entière » représente la période totale d'échantillonnage comprise entre le 2 décembre 1999 et le 21 mars 2002.

Lors de l'hiver 2000, le tableau 3.6.3 montre qu'il y avait en moyenne presque 2 fois plus de dioxines/furanes mesurés dans l'air du quartier à RDP qu'à la station de la rue Ontario alors qu'à l'hiver 2002, le rapport était réduit à moins de 1, soit 0,8. À l'été 2001, les rapports entre les indicateurs statistiques de RDP et de la rue Ontario ont varié entre 1,4 et 1,9.

Tableau 3.6.3 Rapport des concentrations de dioxines et de furanes entre les stations RDP et rue Ontario

	Rivière-des-Prairies / rue Ontario				
	H2000	H2001	H2002	É2000	É2001
Moyenne	2,1	1,8	0,8	-	1,8
Moyenne géom.	2,4	1,6	0,9	-	1,8
Médiane	2,6	1,3	0,8	-	1,6
Minimum	3,6	1,3	1, 4	-	1,6
Maximum	1,5	2,0	0,8	-	2,4

3.6.2 Équivalence toxique

Comme dans le cas des groupes homologues, les résultats pour les 17 congénères les plus préoccupants montrent une décroissance des concentrations hivernales moyennes exprimées en équivalents toxiques (ET) à la station RDP entre l'hiver 2000 (0,092 pg ET/m^3) et l'hiver 2002 (0,042 pg ET/m^3) alors que, pour les mêmes années, ceux-ci sont plutôt restés stables à la station de la rue Ontario, soit 0,046 pg ET/m^3 à l'hiver 2000 et 0,044 pg ET/m^3 à celui de 2002 (tableau 3.6.4). Comme pour la somme des PCDD/PCDF, les concentrations estivales exprimées en équivalents toxiques étaient inférieures aux concentrations hivernales (< 0,030 pg ET/m^3) aux deux stations de mesure. En examinant les moyennes saisonnières, la concentration en équivalent toxique

à RDP est 2,5 fois plus élevée l'hiver (0,069 pg ET/m^3) que l'été (0,028 pg ET/m^3) et 1,7 fois plus élevée qu'à la station de la rue Ontario (0,041 pg ET/m^3) en hiver. La figure 3.6.2 permet de visualiser l'évolution à la baisse des indicateurs des périodes hivernales.

Tableau 3.6.4 Synthèse des statistiques relatives aux PCDD et PCDF (pg ET/m^3) mesurés à RDP et rue Ontario

Station	Saison	n	Moyenne	Moyenne géométrique	Écart type	Minimum	Médiane	Maximum
RDP	H2000	9	0,092	0,081	0,049	0,027	0,079	0,184
	É2000	-	-	-	-	-	-	-
	H2001	21	0,062	0,041	0,062	0,008	0,034	0,222
	É2001	8	0,029	0,026	0,017	0,012	0,026	0,069
	H2002	8	0,042	0,039	0,017	0,021	0,044	0,072
Moy. hivernale		38	0,069	0,047	0,058	0,008	0,050	0,222
Moy. estivale		8	0,028	0,026	0,017	0,012	0,026	0,069
rue Ontario	H2000	7	0,046	0,038	0,037	0,017	0,035	0,125
	É2000	5	0,026	0,022	0,016	0,009	0,024	0,051
	H2001	19	0,038	0,033	0,022	0,013	0,033	0,100
	É2001	9	0,020	0,018	0,010	0,012	0,015	0,041
	H2002	7	0,044	0,039	0,025	0,019	0,039	0,088
Moy. hivernale		33	0,041	0,035	0,026	0,013	0,034	0,125
Moy. estivale		14	0,021	0,019	0,012	0,009	0,017	0,051

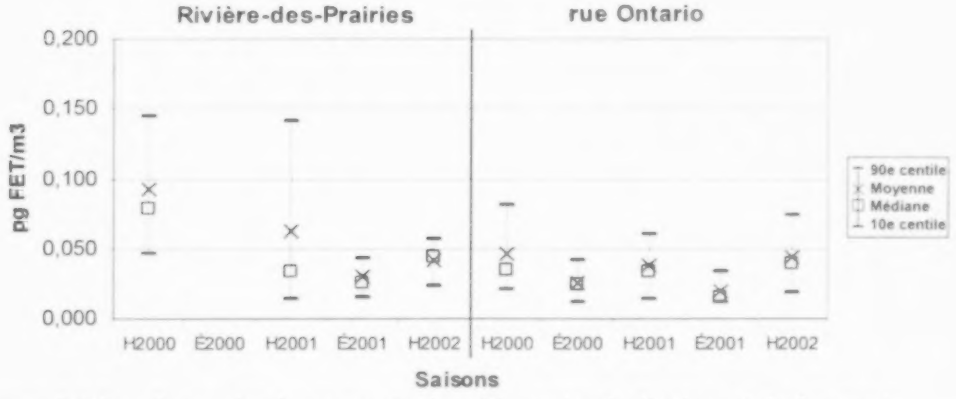


Figure 3.6.2 Sommaire des concentrations hivernales de dioxines et de furanes à Montréal (décembre 1999 à mars 2002)

Nous avons aussi examiné, pour les stations RDP et de la rue Ontario, l'importance relative de chacun des 17 congénères pour lesquels des facteurs d'équivalence toxique sont disponibles. L'octachlorodibenzodioxine (ou OCDD) et la 1,2,3,4.6,7,8-heptachlorodibenzodioxine (1,2,3,4,6,7,8-H7CDD) sont les deux congénères les plus présents parmi les 17 plus préoccupants mesurés à RDP et sur la rue Ontario (tableau 3.6.5). Ces deux produits sont aussi ceux qui se retrouvent en plus grandes proportions dans l'air prélevé à la station de la rue Ontario, tant en été qu'en hiver. La 2,3,7,8-TCDD représente entre 0,1 % et 0,3 % de l'ensemble des 17 congénères cités.

Tableau 3.6.5 Variation saisonnière de la contribution des différents congénères (%) à la toxicité (ET) de l'ensemble des 17 dioxines et furanes ayant une équivalence toxique mesurés à RDP et rue Ontario

Station	Rivière-des-Prairies			Rue Ontario		
Période / Congénères	Entière[1]	Hivers 2000 à 2002	Été 2001	Entière	Hivers 2000 à 2002	Étés 2000 et 2001
2378-T4CDD	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,3
12378-P5CDD	1,0	0,7	2,1	1,1	0,9	1,4
123478-H6CDD	1,0	1,0	1,1	0,8	0,9	0,7
123678-H6CDD	1,7	1,6	2,2	1,5	1,5	1,4
123789-H6CDD	2,5	2,5	2,3	2,1	2,4	1,6
1234678-H7CDD	18,8	18,8	18,8	16,9	17,4	15,7
OCDD	51,9	53,0	46,1	53,2	53,4	52,9
Total PCDD	**77,0**	**77,7**	**72,8**	**75,8**	**76,7**	**74,0**
2378-T4CDF	3,1	3,1	3,1	4,0	3,8	4,5
12378-P5CDF	0,6	0,6	0,5	0,7	0,8	0,6
23478-P5CDF	1,0	1,0	0,9	1,2	1,2	1,3
123478-H6CDF	2,5	2,5	2,4	2,7	2,8	2,6
123678-H6CDF	1,1	1,0	1,8	1,1	1,2	1,1
234678-H6CDF	1,4	1,3	1,6	1,4	1,4	1,2
123789-H6CDF	0,2	0,2	0,4	0,3	0,2	0,5
1234678-H7CDF	5,2	4,7	8,1	5,7	5,2	6,7
1234789-H7CDF	0,7	0,7	0,6	0,8	0,8	0,7
OCDF	7,2	7,1	7,8	6,2	5,9	6,9
Total PCDF	**23,0**	**22,2**	**27,2**	**24,1**	**23,3**	**26,1**
Total PCDD/PCDF	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %

1. Période « entière » représente la période totale d'échantillonnage comprise entre le 2 décembre 1999 et le 31 mars 2002.

Le tableau 3.6.6 montre que la concentration moyenne du groupe de 17 congénères ayant un facteur d'équivalence toxique était 2 fois plus élevée à RDP qu'à la station de la rue Ontario à l'hiver 2000. Cette proportion a diminué à 1,6 en 2001 pour finalement atteindre 0,9 en 2002. À l'été 2001, les rapports entre les indicateurs de RDP et de la rue Ontario ont varié entre 1,4 et 1,7, des proportions quasi identiques à celles des groupes homologues.

Tableau 3.6.6 Rapport des concentrations (ET) de dioxines et de furanes entre les stations RDP et rue Ontario

	Rivière-des-Prairies / rue Ontario				
	H2000	H2001	H2002	É2000	É2001
Moyenne	2,0	1,6	0,9	-	1,4
Moyenne géom.	2,1	1,2	1,0	-	1,4
Médiane	2,3	1,0	1,1	-	1,7
Minimum	1,7	0,6	1,1	-	1,0
Maximum	1,5	2,2	0,8	-	1,7

Les concentrations moyennes calculées pour la période comprise entre janvier 2001 et décembre 2001, étaient respectivement de 0,049 pg ET/m^3 à la station RDP et de 0,031 pg ET/m^3 à la station de la rue Ontario. Dans les deux cas, ces concentrations se situent en dessous du critère annuel établi à 0,060 pg ET/m^3 par le ministère de l'Environnement du Québec.

L'annexe 2 présente une synthèse des statistiques aux stations RDP et de la rue Ontario selon les saisons.

En résumé
Les 17 composés qui sont les plus préoccupants pour la santé humaine sont exprimées sous forme d'équivalent toxique (ET) par rapport au produit le plus toxique du groupe, la 2,3,7,8-TCDD. À RDP, la concentration moyenne en équivalent toxique est 2,5 fois plus élevée l'hiver (0,069 pg ET/m^3) que l'été (0,028 pg ET/m^3) et 1,7 fois plus élevée qu'à la stations de la rue Ontario (0,041 pg ET/m^3) en hiver.

Sur une base annuelle, la concentration moyenne en 2001 était respectivement de 0,049 pg ET/m^3 à RDP et de 0,031 pg ET/m^3 sur la rue Ontario. Dans les deux cas, ces concentrations se situent en dessous du critère annuel établi à 0,060 pg ET/m^3 par le ministère de l'Environnement du Québec.

3.7 Composés organiques volatils (COV)

Les COV sont regroupés en deux grandes familles. La première se compose de COV non-polaires, du type benzène, toluène ou autres, et sont plus spécifiques des sources mobiles, soit l'essence. La deuxième famille regroupe les COV polaires qui sont des composés qui renferment un groupe carbonyle, comme l'acroléine ou le formaldéhyde, et peuvent être plus représentatifs des émissions liées au chauffage au bois.

3.7.1 COV non-polaires

Les 155 COV non-polaires analysés ont été regroupés en 4 familles chimiques : 46 alcanes, 43 alcènes et alcynes, 41 halogénés et 25 aromatiques. Les COV totaux ont également été calculés. À cause de problèmes survenus lors de prélèvements ou des analyses, trois substances ont été supprimées de la base de données, soit le fréon 22, le 1,4-dichlorobenzène et le naphtalène. La liste des COV analysés se retrouve à l'annexe 3 ainsi que les résultats statistiques.

À la station RDP, la valeur médiane saisonnière des COV totaux la plus élevée a atteint 60,8 µg/m^3 durant l'hiver 2001, toutefois les valeurs médianes mesurées l'été et l'hiver ne sont pas statistiquement différentes ($p < 0,05$) (voir le tableau 3.7.1). À la station de la rue Ontario, la valeur la plus élevée a également été mesurée pendant l'hiver 2001 et a atteint 114,2 µg/m^3. Cette valeur est la seule parmi les médianes qui se différencie statistiquement de celles des autres saisons. Malgré que les valeurs médianes à la station RDP sont inférieures à celles de la station de la rue Ontario, on y note une plus grande

variabilité des concentrations. À l'hiver 2001 et l'été 2002, les 90^{e} centiles sont d'environ 30 % plus élevés à RDP qu'à la rue Ontario.

Tableau 3.7.1 Synthèse des résultats des COV non-polaires totaux mesurés sur 24 heures de l'hiver 2001 jusqu'à l'été 2002 aux stations RDP et rue Ontario ($\mu g/m^3$)

Station	Saison	n	Moyenne	Moyenne géométrique	Écart type	Minimum	Médiane	Maximum
RDP	H2001	16	92,2	70,9	77,4	29,6	60,8	285,9
	É2001	25	43,4	39,4	21,5	20,9	35,9	104,3
	H2002	18	52,4	47,4	28,1	27,7	43,5	144,9
	É2002	16	57,3	54,0	51,2	23,6	59,4	189,3
Rue Ontario	H2001	18	108,8	101,8	39,1	46,0	114,2	191,7
	É2001	20	60,3	58,2	18,6	41,6	55,4	113,2
	H2002	19	78,6	73,3	32,6	37,6	64,8	152,8
	É2002	25	68,2	62,3	33,1	35,7	57,3	158,8

La figure 3.7.1 montre la variation saisonnière des familles telles que les alcanes, les alcènes/alcynes, les halogènes et les aromatiques totaux. Pour les alcanes, la valeur médiane à RDP la plus élevée a atteint 30,7 $\mu g/m^3$ à l'été 2002. On ne peut pas distinguer de tendance saisonnière à RDP pour cette famille. Pour la famille des alcènes/alcynes, la médiane la plus élevée a été rencontrée pendant l'hiver 2001, avec une valeur de 12,9 $\mu g/m^3$. Cette valeur est statistiquement plus élevée ($p < 0,05$) que les valeurs estivales. Contrairement aux alcanes, cette famille montre un patron saisonnier avec des valeurs hivernales plus hautes que les valeurs estivales. Les teneurs de la famille des halogènes demeurent relativement constantes à RDP et à la rue Ontario. Finalement, pour la famille des aromatiques, l'hiver 2001 montrait la valeur médiane la plus élevée (11,9 $\mu g/m^3$). Une tendance saisonnière n'est pas en évidence. On peut toutefois noter une plus grande variabilité des concentrations, avec des valeurs de 90^{e} centiles plus élevés pendant l'hiver 2001 et l'été 2002 pour les familles des alcanes, des alcènes/alcynes et des aromatiques à RDP par rapport à la rue Ontario.

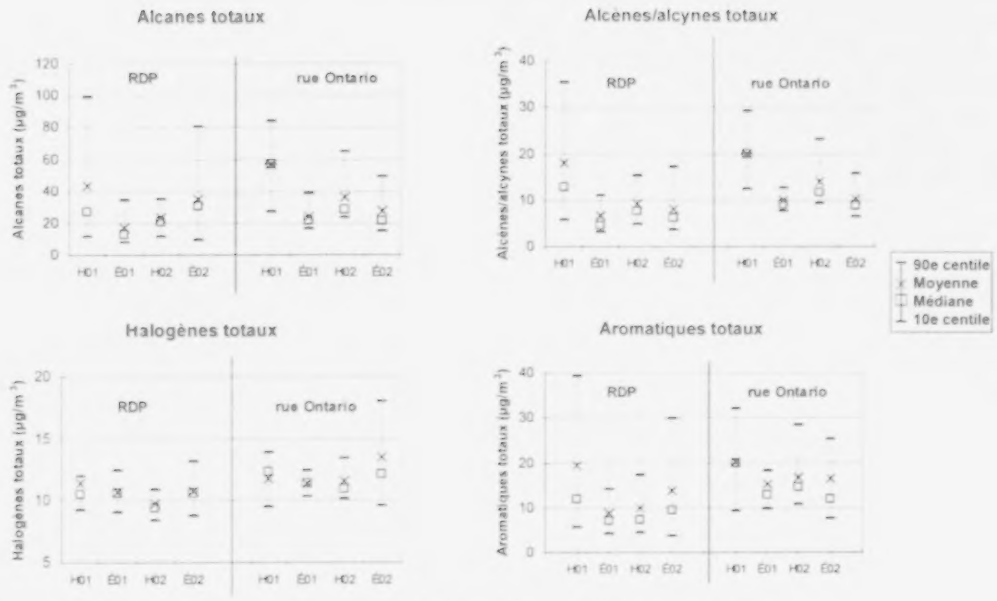


Figure 3.7.1 Variation saisonnière des familles de COV non-polaires

Le tableau 3.7.2 montre la contribution en pourcentage des familles chimiques des COV non-polaires ainsi que les 10 COV les plus importants en terme de leur contribution en ordre décroissant. Ces 10 COV contribuent pour 51,5 % des COV totaux mesurés à RDP. À la station de la rue Ontario, les principales substances sont sensiblement les mêmes, quoique dans un ordre différent : l'acétylène y remplace le fréon 11. L'annexe 3 présente la contribution individuelle de tous les COV non polaires.

À l'annexe 4, une synthèse des statistiques de base obtenues pour les COV non polaires individuels est présentée. Certaines substances sont reconnues comme étant des traceurs potentiels pour la combustion résidentielle au bois. Nous avons donc vérifié si la variation saisonnière de quelques produits permettait d'en identifier quelques uns (figure 3.7.2). Les alcadiènes ont été citées pour leur présence accrue dans les émissions reliées à la combustion du bois (McDonald *et al.*, 2000). À RDP et à la rue Ontario, les concentrations hivernales du 1,3-butadiène sont statistiquement plus élevées ($p < 0,05$) que les concentrations estivales, à l'exception de l'hiver et l'été 2002 à RDP. Pour le benzène, les différences statistiques sont les mêmes que pour le 1,3-

Tableau 3.7.2 Contribution des familles/substances

Familles/Substances	RDP	rue Ont.
Alcanes	42,2	44,5
Alcènes/alcynes	15,5	16,6
Halogènes	23,0	17,7
Aromatiques	19,3	21,2
Contribution totale	100 %	100 %
Toluène	6,74	7,74
Fréon12	6,44	4,79
Propane	5,89	3,84
Isopentane	5,72	6,83
Éthane	5,49	4,22
Butane	5,30	6,38
Éthylène	4,43	4,28
Fréon11	4,06	2,84
Isobutane	3,86	5,11
m et p-Xylène	3,51	4,15
Contribution totale	51,5 %	50,2 %

butadiène, mais on note que le 90^{e} centile pour l'hiver 2001 à RDP est le double de celui de la rue Ontario. On constate également que les médianes estivales pour ces deux substances sont inférieures à RDP par rapport à la rue Ontario.

Pour l'éthylène et l'acétylène, les deux graphiques sont similaires : les concentrations mesurées l'hiver sont statistiquement plus élevées ($p < 0,05$) que celles mesurées l'été aux deux stations, sauf pour l'hiver et l'été 2002 à la rue Ontario. Pour ces deux substances également, les médianes estivales à RDP sont inférieures à celles calculées à la rue Ontario. On peut également noter que, pour l'hiver 2001, le 90^{e} centile est plus élevé pour l'éthylène à RDP qu'à la rue Ontario.

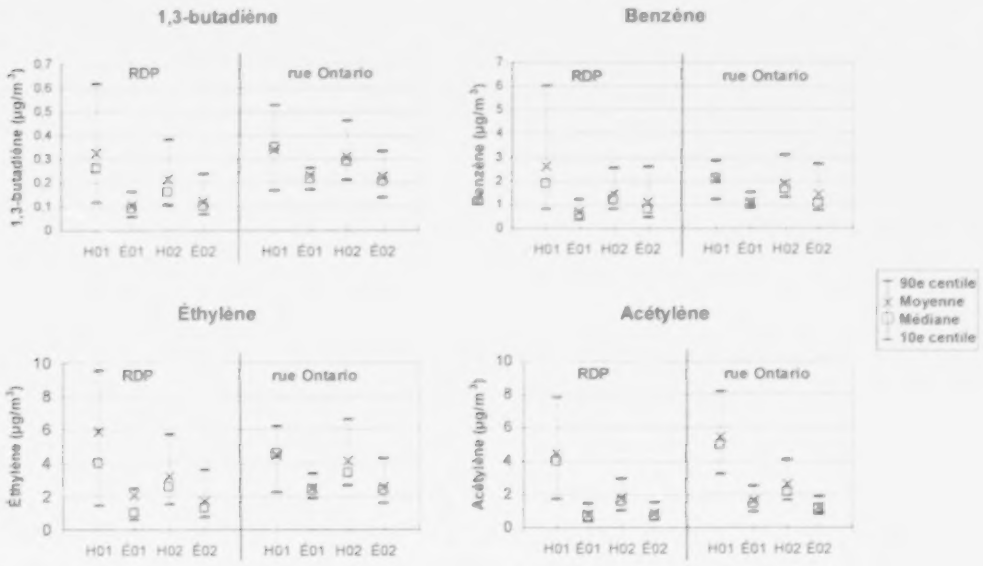


Figure 3.7.2 Variation saisonnière de COV choisis

Selon les auteurs Khalil *et al.* (2003), le chlorométhane est considéré comme un traceur pour la combustion résidentielle au bois. À RDP et à la rue Ontario, le chlorométhane démontrait peu de variabilité tout au long des deux années de mesures (non illustré). Les médianes hivernales et estivales oscillaient entre 1,14 et 1,20 µg/m^{3}, sans distinction d'une tendance saisonnière.

3.7.2 COV polaires

La liste des 16 COV polaires mesurés se retrouve à l'annexe 5 ainsi qu'une synthèse des statistiques de base selon les saisons. La variation saisonnière des COV polaires totaux est montrée à la figure 3.7.3. À l'exception de l'été 2000, les médianes hivernales sont plus élevées que les valeurs estivales à RDP, tandis qu'à la rue Ontario, les valeurs sont relativement constantes. La contribution du formaldéhyde s'élève à 44,9 % l'été à RDP par rapport à 34,4 % l'hiver. Le formaldéhyde est connu comme étant un produit de

décomposition de l'oxydation des COV et cette décomposition pourrait expliquer les teneurs accrues du formaldéhyde l'été à RDP. La variation saisonnière des COV polaires totaux montrée à la figure 3.7.3 exclue les teneurs de formaldéhyde. On aperçoit que les médianes hivernales sont plus élevées que les médianes estivales à RDP, dont les hivers 1999 et 2000 qui sont statistiquement significatifs ($p < 0,05$). Pour la station témoin de la rue Ontario, les valeurs médianes sont constantes à approximativement 10 $\mu g/m^3$, à l'exception de la première année d'échantillonnage et aucune tendance saisonnière n'est mise en évidence.

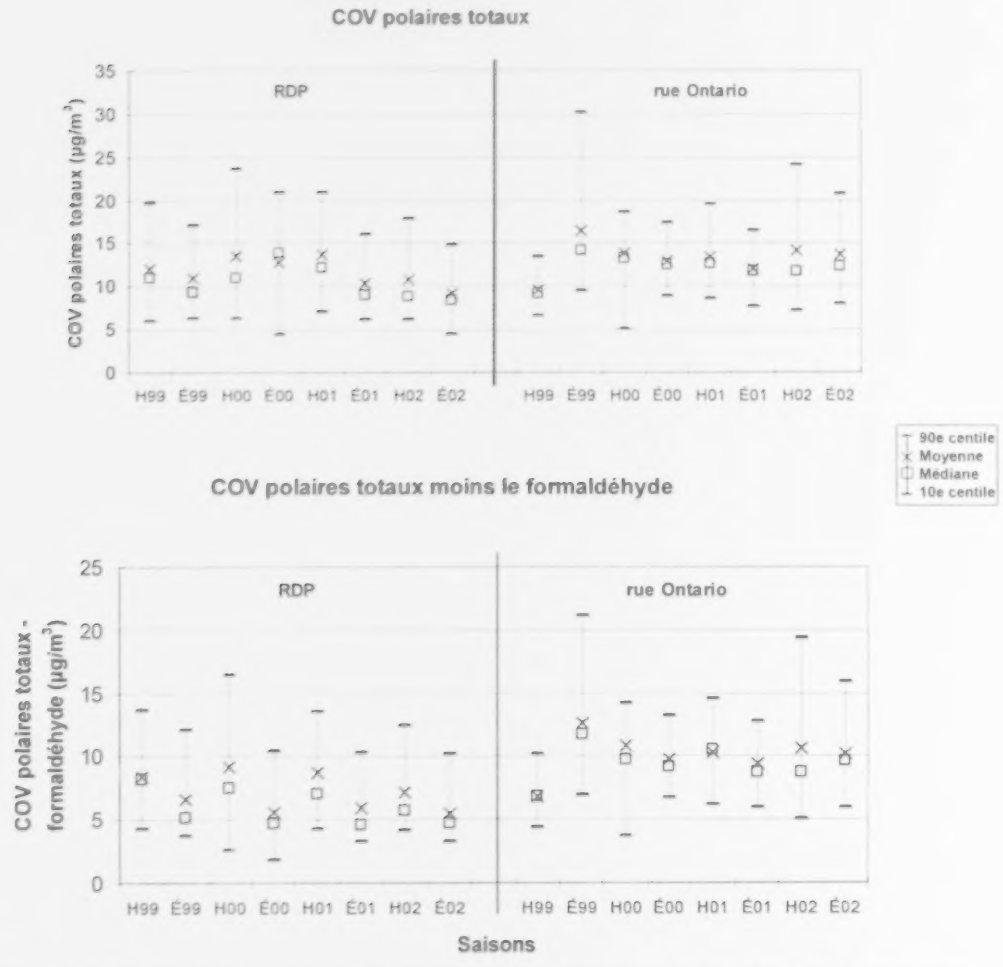


Figure 3.7.3 Variation saisonnière des COV polaires totaux et des COV polaires totaux sans le formaldéhyde

La variation saisonnière de quelques COV polaires individuels est illustrée à la figure 3.7.4. Le 2-butanone, l'acétaldéhyde et l'acroléine montrent des tendances similaires alors que leurs concentrations hivernales sont plus élevées que leurs concentrations estivales à RDP, tandis qu'à la rue Ontario, aucune tendance n'est apparente. Pour le 2-butanone/butyraldéhyde et l'acétaldéhyde, les valeurs hivernales de 1999 et de 2000 sont statistiquement plus élevées ($p < 0,05$) que les valeurs estivales à RDP. Pour l'acroléine, les concentrations retrouvées pendant les étés sont presque nulles à RDP tandis qu'elles sont un peu plus élevées à la station témoin de la rue Ontario. Les médianes hivernales de ces produits sont statistiquement supérieures aux médianes estivales à RDP. Pour le benzaldéhyde, l'hiver 1999 se démarque statistiquement des saisons estivales. Notons que plusieurs valeurs hivernales du 90^{e} centile à RDP sont supérieures à celles de la rue Ontario.

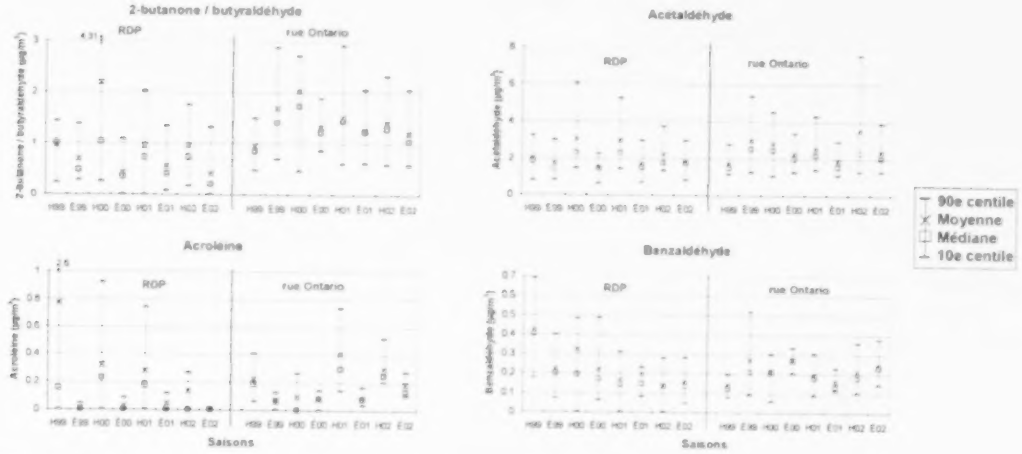


Figure 3.7.4 Variation saisonnière de COV polaires individuels

Le tableau 3.7.3 présente la contribution des COV polaires aux deux stations d'échantillonnage. Les COV polaires les plus importants en terme de leur présence sont, en ordre décroissant : le formaldéhyde, l'acétone, l'acétaldéhyde, le 2-butanone/butyraldéhyde et le propionaldéhyde. Ces cinq composés contribuent pour 90 % des COV polaires à RDP. Les molécules carbonyles à chaîne courte sont les plus abondantes et peuvent provenir de la combustion de la cellulose (McDonald *et al.*, 2000). On remarque que certains composés sont plus abondants l'été que l'hiver à RDP, tels que le formaldéhyde, l'hexanal et la valéraldéhyde.

Tableau 3.7.3 Contribution des COV polaires en pourcentage à RDP et à la rue Ontario, en ordre décroissant

Période / Substance	RDP			rue Ontario		
	Entière[1]	Hivers 1999 à 2002	Étés 1999 à 2002	Entière	Hivers 1999 à 2002	Étés 1999 à 2002
Formaldéhyde	37,52	34,38	44,86	24,17	25,96	23,99
Acétone	23,11	21,53	19,23	32,97	29,55	34,35
Acétaldéhyde	18,43	20,30	16,56	17,98	19,63	16,63
2-butanone +butyraldéhyde	6,57	8,62	4,39	10,55	11,16	9,60
Propionaldéhyde	4,57	4,72	4,43	4,63	4,66	4,79
Hexanal	2,40	1,30	3,52	1,30	0,96	1,95
Benzaldéhyde	1,89	1,99	1,77	1,57	1,41	1,77
Valeraldéhyde	1,29	1,06	1,59	1,31	0,96	1,61
Acroleine	1,11	2,45	0,22	1,24	1,93	0,82
MIBK	1,05	1,18	1,00	1,47	1,34	1,51
Crotonaldéhyde	0,76	0,92	0,91	1,06	0,97	1,34
m-Tolualdéhyde	0,59	1,01	0,43	0,35	0,28	0,43
2,5-Diméthylbenzaldéhyde	0,31	0,12	0,52	0,00	0,00	0,00
o-Tolualdéhyde	0,23	0,17	0,36	0,02	0,02	0,03
Isovaleraldéhyde/ 2-Pentanone	0,13	0,24	0,09	0,94	0,97	0,97
p-Tolualdéhyde	0,06	0,02	0,13	0,22	0,20	0,20
Total	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %

1. Période « entière » représente la période totale d'échantillonnage comprise entre le 19 décembre 1998 et le 28 décembre 2002.

En résumé

Les concentrations mesurées à RDP de COV polaires ainsi que de COV non polaires, appartenant à la famille des alcènes/alcynes, sont en général supérieures l'hiver que l'été, mais qu'elles demeurent tout de même inférieures aux concentrations retrouvées à la station témoin de la rue Ontario. Toutefois, les 90^{e} centiles de certains composés à RDP durant la saison hivernale sont parfois supérieurs à ceux retrouvés à la rue Ontario.

4. Conclusion

Les objectifs visés par la campagne d'échantillonnage sur le chauffage résidentiel au bois, tels que décrits à la section 1.2 de ce rapport, ont été atteints. Les concentrations de divers polluants, mesurées dans le quartier de Rivière-des-Prairies, ont été associées à l'utilisation du chauffage résidentiel au bois. Rappelons que l'air de ce quartier est peu influencé par les émissions reliées au transport et aux industries. Les concentrations de particules fines, de HAP, de dioxines et de furannes, et de certains métaux mesurées à Rivière-des-Prairies sont plus élevées l'hiver que l'été et sont supérieures aux concentrations mesurées à d'autres stations d'échantillonnage à Montréal.

En hiver, à Rivières-des-Prairies, les conditions météorologiques peuvent expliquer à elles seules jusqu'à 62 % de la variabilité des concentrations des $MP_{2.5}$ mesurées en soirée, ce qui suggère que les contributions des sources locales sont importantes.

Parmi l'ensemble des métaux mesurés, le potassium et le fer peuvent aider à identifier les sources de pollution. Le ratio potassium sur fer (K/Fe) élevé indique la présence du chauffage au bois. Ce ratio est 200 % plus élevé à RDP l'hiver (3,6) que l'été (1,2) et 80 % plus élevé qu'au centre-ville en hiver (2,0).

5. Recommandations

Recommandations plus spécifiques à l'analyse statistique des données :

- Plus de 100 jours de données hivernales sur les métaux, les HAP et les COV sont disponibles à RDP. Il est donc recommandé de réaliser une analyse multivariée de type PMF (*Positive Matrix Factorisation*) afin d'aider à mieux identifier les sources des $MP_{2.5}$, des HAP et des COV à RDP.

- Les conditions météorologiques locales influencent grandement les concentrations de $MP_{2.5}$ et de HAP mesurées à RDP en hiver. Il serait recommandé d'effectuer une analyse statistique où la variabilité des concentrations des polluants causée par les conditions météorologiques locales sont soustraites afin de mettre plus en évidence le comportement des $MP_{2.5}$ et des HAP attribuables au chauffage au bois.

- Une analyse supplémentaire de type PSCF (*Potential Source Contribution Function*), combiné à l'outil START (Suivi du transport atmosphérique régional et transfrontalier), confirmerait l'hypothèse selon laquelle les sources locales sont les principales causes des hautes concentrations de HAP et de $MP_{2.5}$ mesurées à RDP. Ces outils combinent les trajectoires et les rétrotrajectoires des masses d'air avec les concentrations des $MP_{2.5}$ afin d'identifier les régions sources.

Recommandations spécifiques à l'échantillonnage de l'air ambiant :

- La station d'échantillonnage de RDP est représentative d'un milieu urbain où le chauffage résidentiel au bois est pratiqué. Il est important de conserver cette station afin suivre les tendances futures et de comparer les résultats avec une nouvelle station ayant cette même vocation qui sera installée à Cap Rouge, dans la région de Québec.

- Les mesures du monoxyde de carbone en continu et du carbone organique et élémentaire seraient pertinentes, car le chauffage résidentiel au bois est reconnu comme une source importante de ces polluants.

- La mesure des divers polluants à la station de RDP devrait être maintenue selon la fréquence d'échantillonnage du calendrier du RNSPA, tel qu'aux 12 jours pour les HAP et aux 24 jours pour les D/F.

- Il serait utile d'installer une station d'échantillonnage dans une zone de villégiature où le chauffage au bois est une source importante de chauffage les fins de semaine d'hiver ainsi que dans une zone près des terrains de camping en été où les feux de camp extérieurs sont courants.

Recommandations spécifiques à la sensibilisation de la population :

- La sensibilisation de la population à la contribution du chauffage résidentiel au bois à la dégradation de la qualité de l'air devrait être intensifiée.

- La sensibilisation de la population aux bonnes pratiques du chauffage résidentiel au bois devrait être intensifiée.

- Le programme Info-Smog hivernal devrait être étendu à l'ensemble du sud-ouest du Québec lorsque les stations de mesures de $MP_{2.5}$ seront en place.

6. Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier Christine Vincent, André Boisvert et Pierre Paquette de la Ville de Montréal, ainsi que Bruno Harvey d'Environnement Canada pour l'installation et l'opération des instruments d'échantillonnage. Ils remercient également le personnel des laboratoires d'Environnement Canada, du ministère de l'Environnement du Québec et de la Ville de Montréal. Ils adressent enfin leurs remerciements à Pierre Walsh du ministère de l'Environnement du Québec d'avoir mis à la disposition du projet des heures de laboratoire pour l'analyse des dioxines et des furanes. Les commentaires des réviseurs, Anne-Marie Labbé, François Granger, Mario Benjamin, Thérèse Lamartine, Domenic Mignacca et Bruce Gillies, ont grandement été appréciés.

7. Références bibliographiques

Bonvalot Y., Gagnon C., Benjamin M., Germain A. et Dann T., Mars 2000, *Campagne d'échantillonnage sur le chauffage au bois : Hiver 1998-1999, Rapport d'étude*, Ministre des approvisionnements et services Canada, ISBN :0-662-84342-8.

Bonvalot Y., Labrèche F., Carrier G., Farant J., Kosatsky T., Juin 2001, *Impact de la combustion du bois sur l'exposition de la population aux polluants émis*, Direction de la santé publique, Régie régionale de la santé et des services sociaux de Montréal-Centre, ISBN : 2-89494-308-3.

Brauer M., 1998, *Health Impacts of Biomass Air Polution*, Report prepared for the Biregional Workshop on Health Impacts of Haze-Related Air Pollution, Kuala Lumpur, Malaysia, 1-4 June 1998, 62 p.

Environnement Canada, 1999, *Principaux contaminants atmosphériques*, disponible sur le site internet : http://www.ec.gc.ca/pdb/ape/cape_home_f.cfm.

Environnement Canada, 2000, *Caractérisation des composés organiques provenant des poêles à bois résidentiels et de combustibles choisis*. Centre de Technologie Environnementale, Ottawa (Ont), 41p.

Germain A., Perron F. et Van Coillie R., 1993, *Cheminements, écotoxicités et réglementations pour les HAP dans l'environnement*: Document de support no 3 pour le rapport d'évaluation de la toxicité des HAP pour la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, Environnement Canada, 102 p.

Gouvernement du Canada, 1990, *Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation n° 1 : dibenzodioxines polychlorées et dibenzofurannes polychlorés*, Ministère des Approvisionnements et Services Canada, Ottawa (Ont), 64 p.

Khalil M.A.K. et Rasmussen R.A., 2003, Tracers of wood smoke; *Atmos. Environm.*, 37, 1211-1222.

Labrèche F., Bonvalot Y. et Boivin M.-C., 2000, *Enquête téléphonique sur la possession et l'acquisition d'un système de chauffage au bois dans la région de Montréal*, Direction de la santé publique, Régie régionale de la santé et des services sociaux de Montréal-Centre, 54 p.

Lewis C.W., Baumgardner R.E., Stevens R.K., 1988, Contribution of Woodsmoke and Motor Vehicle Emissions to Ambient Aerosol Mutagenicity, *Environ. Sci. Technol.* 22, 968-971.

Lohmann R., Northcott G.L. et Jones K.C., 2000, Assessing the Contribution of Diffuse Domestic Burning as a Source of PCDD/Fs, PCBs, and PAHs to the U.K. Atmosphere. *Environm. Sc. & Technol.* 34 (14)2892-2899.

McDonald J.D., Zielinska B., Fugita E.M., Sagebiel J.C., Chow J.C., Watson J.G., 2000, Fine Particle and Gaseous Emission Rates form Residential Wood Combustion, *Environm. Sci. Technol.*, 34, 2080-2091.

Moore C.T., Barthelmie R.J., 1995, *A review of comparative manual and automated PM_{10} data*. Western States Air Resources Council (WESTAR), Portland, OR.

OTAN (Organisation du Traité de l'Atlantique Nord), 1988, *International Toxicity Equivalency factir (I-TEF) Method of Risk Assessment for Complex Mixtures of Dioxins and Related Compounds. Pilot Study on International Information Exchange on Dioxins and Related Compounds.* Comité sur les défis modernes. N° 186. 26 p. cité dans GC (1990).

Perry K.D., 1999, Effects of Outdoor Pyrotechnic Displays on the Regional Air Quality of Western Washington State, *J. Air & Waste Manag. Assoc.*, 49, 146-155.

Regroupement montréalais pour la qualité de l'air (RMQA), 1998, *Pollution atmosphérique et impacts sur la santé et l'environnement dans la grande région de Montréal*, ISBN : 2-89494-118-8, 356 pages.

Van den Berg M., Birnbaum L., Bosveld B.T.C., Brunstrom B., Cook P., Feeley M., Giesy J.P., Hanberg A., Hasegawa R., Kennedy S.W., Kubiak T., Larsen J.C., van Leeuwen F.X.R., Liem A.K.D., Nolt C., Peterson R.E., Poellinger L., Safe S., Schrenck D., Tillitt D., Tysklind M., Younes M., Waern F., and Zacharewski T., 1998, Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Humans and for Wildlife, *Environm. Health Perspect.*, 106, 775.

Wagrowski D.M. et Hites R.A., 2000, Insights into the Global Distribution of PolychlorinatedDibenzo-pdioxins and Dibenzofurans, *Environm. Sc. & Technol.* 34 (14) 2952-2958.

Annexe 1 : $MP_{2,5}$ en continu et variables de dispersion atmosphérique

Hauteur de mélange

La concentration d'un polluant à un endroit donné dépend du degré de mélange dans le milieu environnant. La hauteur de mélange correspond à l'altitude jusqu'à laquelle les polluants peuvent se mélanger. La hauteur de mélange n'est pas une variable que l'on mesure directement à l'aide d'un instrument de mesure mais est plutôt calculée à l'aide du modèle météorologique GEM (*Global Environmental Multiscale*) du Service Météorologique du Canada. Pour fin de modélisation, le modèle météorologique GEM limite la hauteur maximum de la hauteur de mélange à 1000 mètres. La figure A.1 montre la dépendance entre la hauteur de mélange et les $MP_{2,5}$ à RDP en hiver. Le coefficient de corrélation entre la hauteur de mélange et les $MP_{2,5}$ est de -0,66 ($p < 0,01$). Une courbe de tendance a été superposée à la figure A.1 uniquement pour illustrer le comportement des $MP_{2,5}$ en fonction de la hauteur de mélange.

Les concentrations des $MP_{2,5}$ augmentent avec la diminution de la hauteur de mélange puisque le volume d'air disponible pour disperser les polluants diminue. En effet, lorsque la hauteur de mélange passe de 1000 mètres à 50 mètres, la concentration des $MP_{2,5}$ augmente de 5,6 µg/m^3 à 31,7 µg/m^3 soit une augmentation de 5,7 fois. La dépendance entre la hauteur de mélange et les $MP_{2,5}$ à RDP tend à démontrer que les conditions locales de dispersion verticale influencent les concentrations des $MP_{2,5}$ mesurés dans un quartier résidentiel influencé par le chauffage au bois.

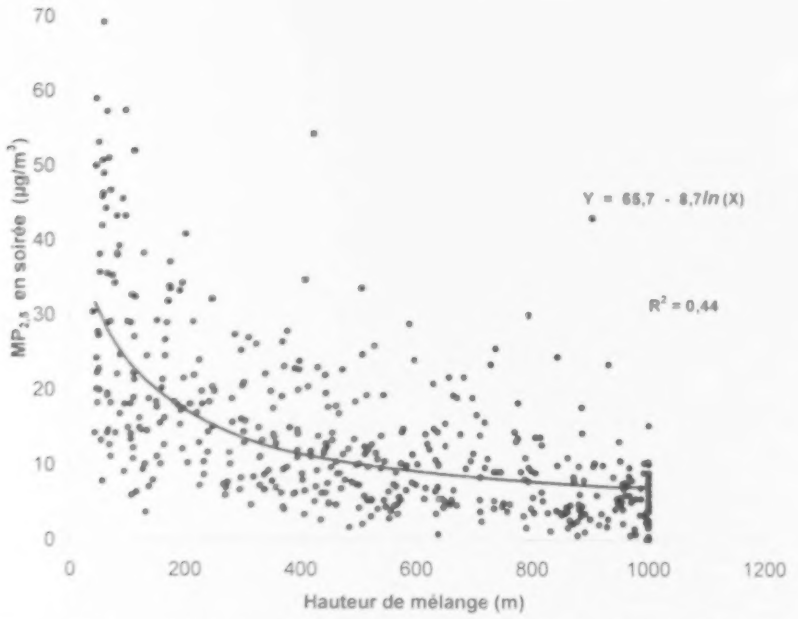


Figure A.1. Variation des $MP_{2,5}$ en soirée à RDP en fonction de la hauteur de mélange. Hiver 1999 à hiver 2002. (n = 464)

Stabilité verticale

La stabilité verticale détermine la capacité d'un polluant à se disperser dans la colonne d'air se trouvant au-dessus de lui. La colonne d'air est donnée par la hauteur de mélange décrite précédemment. Dans une couche atmosphérique caractérisée par une grande stabilité, les polluants se mélangent très peu dans la verticale. Les polluants resteront près du sol. Au contraire, plus une masse d'air est instable, plus les polluants vont occuper rapidement toute la colonne d'air. On peut estimer la stabilité verticale d'une masse d'air Γ par le taux de décroissance de la température T (°C) de l'air en fonction de l'altitude Z (m).

$$\Gamma = -\frac{dT}{dZ} \qquad (^{o}C/m)$$

Les valeurs de température en altitude sont obtenues à partir des observations de la station aérologique de Maniwaki située à 200 km au nord-ouest de Montréal. Le niveau de pression de 925 mb a été choisi comme hauteur pour les mesures de température afin de refléter le mieux possible les processus de dispersion atmosphérique près du sol. Par définition, lorsque le taux de décroissance de la température Γ est plus petit que 1°C/100 mètres, on dit que l'atmosphère est stable et les polluants peuvent s'accumuler près du sol. Par contre, lorsque Γ est plus grand que 1°C/100 m alors on dit que l'atmosphère est instable, les polluants sont rapidement dilués dans toute la colonne d'air. À la figure A.2, une ligne pointillée verticale a été tracée pour distinguer entre masses d'air stable et instable. On observe à la figure A.2 que lorsque le taux de décroissance de la température passe de 2°C/100 m (instable) à -1°C /100 m (stable) les concentrations des $MP_{2,5}$ augmentent de 2,6 µg/m^3 à 30,3 µg/m^3 soit une augmentation de 11,6 fois. Lorsque la masse d'air est instable les concentrations des $MP_{2,5}$ à RDP sont toujours inférieures à 25 µg/m^3. Par contre, lorsque la masse d'air est stable on observe une grande variabilité dans les concentrations des $MP_{2,5}$ ce qui suppose que d'autres facteurs météorologiques influencent les concentrations des $MP_{2,5}$.

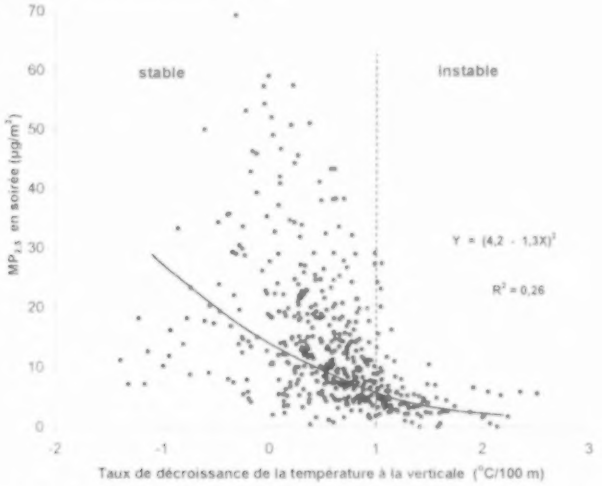


Figure A.2 Stabilité de la masse d'air à RDP. Hiver 1999 à 2002. (n=464)

Précipitations

Les précipitations font partie des processus météorologiques qui influencent les concentrations des $MP_{2.5}$. En effet, la pluie et la neige ont la capacité de capter et d'entraîner avec elles une partie des $MP_{2.5}$ vers le sol. Ce retrait de $MP_{2.5}$ de l'air par les précipitations s'appelle déposition humide. On dit alors qu'il y lessivage des $MP_{2.5}$ par la précipitation et son efficacité dépend grandement de la fréquence, de l'intensité, de la durée des événements de précipitations ainsi que du type de précipitations (liquide ou solide).

Puisqu'il n'y a pas d'instrument pour mesurer les précipitations à la station de RDP, nous utiliserons les données quotidiennes de hauteur de précipitation de la station météorologique de l'aéroport de Dorval. La distance séparant la station de Dorval de RDP est d'environ 30 kilomètres. Cette courte distance permet de présumer que la station de Dorval est représentative des événements de précipitations à RDP.

La figure A.3 représente les concentrations moyennes des $MP_{2.5}$ observées à RDP en soirée durant l'hiver selon 6 catégories de hauteur de précipitation en millimètres (équivalent eau). Le chiffre entre parenthèses représente le nombre de jour disponible pour calculer la moyenne des $MP_{2.5}$ pour chaque catégorie de hauteur de précipitation. Selon la figure A.3, pour des hauteurs de précipitation supérieures à 10 mm (7,8 % des journées), la concentration moyenne des $MP_{2.5}$ est de 7,0 $\mu g/m^3$. Pour les journées sans précipitations, (50 % des journées) la concentration des $MP_{2.5}$ atteints 17,0 $\mu g/m^3$ soit une augmentation de 142% par rapport aux journées avec des précipitations supérieures à 10 mm. On peut conclure que les précipitations mesurées dans la région de RDP influencent les concentrations de $MP_{2.5}$.

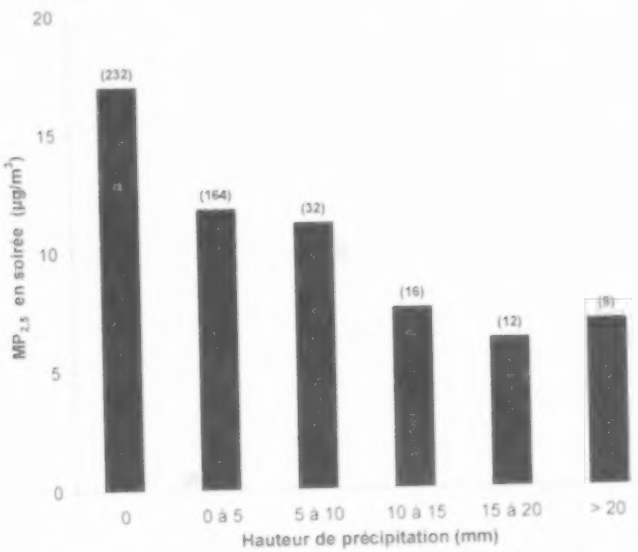


Figure A.3 Concentrations moyennes des $MP_{2.5}$ mesurées en soirée par catégorie de hauteur de précipitation. Hiver 1999 à hiver 2002. (n=464)

Annexe 2 : Synthèse des résultats statistiques des dioxines et des furanes aux stations RDP et rue Ontario

PCDD/PCDF: Statistiques pour la station Rivière-des-Prairies pour l'hiver 2000
(n = 9; 1er décembre 1999 au 31 mars 2000)
Unités : pg/m^3,sauf pour les concentrations en équivalent toxique (pg ET/m^3)

	Fréquence de détection	Moyenne	Moyenne géométrique	Écart-type	Médiane	Minimum	Maximum
2378-T4CDD	44%	0,004	0,003	0,003	0,003	< LD	0,012
12378-P5CDD	89%	0,028	0,021	0,018	0,024	< LD	0,061
123478-H6CDD	100%	0,029	0,026	0,017	0,027	0,013	0,064
123678-H6CDD	100%	0,053	0,044	0,035	0,043	0,021	0,114
123789-H6CDD	100%	0,081	0,072	0,044	0,069	0,031	0,160
1234678-H7CDD	100%	0,577	0,499	0,368	0,478	0,290	1,316
OCDD	100%	1,551	1,422	0,737	1,354	0,767	3,035
Total 7 PCDD		*2,323*	*2,105*	*1,206*	*1,809*	*1,180*	*4,732*
2378-T4CDF	100%	0,076	0,066	0,045	0,061	0,024	0,175
12378-P5CDF	100%	0,019	0,015	0,016	0,014	0,006	0,057
23478-P5CDF	100%	0,030	0,025	0,021	0,021	0,010	0,075
123478-H6CDF	100%	0,065	0,053	0,049	0,042	0,021	0,170
123678-H6CDF	100%	0,029	0,024	0,024	0,021	0,010	0,088
234678-H6CDF	100%	0,037	0,029	0,031	0,025	0,009	0,114
123789-H6CDF	33%	0,004	0,003	0,005	0,003	< LD	0,018
1234678-H7CDF	100%	0,125	0,102	0,098	0,091	0,053	0,355
1234789-H7CDF	100%	0,020	0,016	0,020	0,014	0,007	0,072
OCDF	100%	0,130	0,103	0,111	0,098	0,047	0,391
Total 10 PCDF		*0,535*	*0,446*	*0,396*	*0,374*	*0,246*	*1,439*
TOTAL 17 PCDD/PCDF		**2,858**	**2,634**	**1,295**	**2,509**	**1,426**	**5,106**
T4CDD	100%	0,092	0,063	0,081	0,082	0,010	0,273
P5CDD	100%	0,256	0,187	0,193	0,202	0,024	0,658
H6CDD	100%	0,655	0,542	0,428	0,545	0,183	1,423
H7CDD	100%	1,267	1,092	0,784	1,040	0,594	2,584
OCDD	100%	1,551	1,422	0,737	1,354	0,767	3,035
Total PCDD	*100%*	*3,821*	*3,384*	*2,156*	*3,028*	*1,927*	*7,450*
T4CDF	100%	0,489	0,412	0,270	0,462	0,104	0,927
P5CDF	100%	0,348	0,277	0,248	0,296	0,069	0,880
H6CDF	100%	0,322	0,261	0,245	0,239	0,102	0,895
H7CDF	100%	0,232	0,194	0,178	0,174	0,105	0,665
OCDF	100%	0,130	0,103	0,111	0,098	0,047	0,391
Total PCDF		*1,521*	*1,282*	*0,988*	*1,218*	*0,502*	*3,594*
TOTAL PCDD/PCDF		**5,342**	**4,857**	**2,512**	**4,993**	**2,667**	**9,987**

Concentration en équivalent toxique		0,092	0,081	0,049	0,079	0,027	0,184

PCDD/PCDF: Statistiques pour la station rue Ontario pour l'hiver 2000
(n = 7; 1er décembre 1999 au 31 mars 2000)
Unités : pg/m^3, sauf pour les concentrations en équivalent toxique (pg ET/m^3)

	Fréquence de détection	Moyenne	Moyenne géométrique	Écart-type	Médiane	Minimum	Maximum
2378-T4CDD	14%	0,002	0,001	0,001	0,001	< LD	0,004
12378-P5CDD	100%	0,011	0,010	0,006	0,010	0,005	0,022
123478-H6CDD	86%	0,012	0,009	0,008	0,011	< LD	0,028
123678-H6CDD	100%	0,021	0,017	0,015	0,018	0,005	0,053
123789-H6CDD	100%	0,031	0,023	0,021	0,029	0,003	0,071
1234678-H7CDD	100%	0,224	0,180	0,168	0,196	0,051	0,580
OCDD	100%	0,636	0,568	0,320	0,582	0,201	1,275
Total 7 PCDD		*0,937*	*0,815*	*0,534*	*0,834*	*0,268*	*2,033*
2378-T4CDF	100%	0,046	0,038	0,031	0,036	0,016	0,106
12378-P5CDF	100%	0,013	0,009	0,014	0,008	0,004	0,043
23478-P5CDF	100%	0,019	0,015	0,016	0,013	0,007	0,053
123478-H6CDF	100%	0,047	0,030	0,059	0,027	0,010	0,179
123678-H6CDF	100%	0,018	0,012	0,022	0,011	0,005	0,068
234678-H6CDF	100%	0,024	0,017	0,027	0,016	0,007	0,084
123789-H6CDF	14%	0,003	0,002	0,004	0,001	< LD	0,012
1234678-H7CDF	100%	0,092	0,058	0,117	0,048	0,020	0,350
1234789-H7CDF	86%	0,016	0,008	0,024	0,006	< LD	0,070
OCDF	100%	0,110	0,073	0,126	0,055	0,030	0,374
Total 10 PCDF		*0,388*	*0,273*	*0,432*	*0,224*	*0,113*	*1,339*
TOTAL 17 PCDD/PCDF		**1,325**	**1,107**	**0,950**	**1,009**	**0,381**	**3,372**
T4CDD	100%	0,037	0,031	0,025	0,035	0,013	0,086
P5CDD	100%	0,101	0,073	0,084	0,078	0,012	0,273
H6CDD	100%	0,255	0,189	0,202	0,235	0,033	0,669
H7CDD	100%	0,486	0,389	0,361	0,421	0,098	1,244
OCDD	100%	0,636	0,568	0,320	0,582	0,201	1,275
Total PCDD		*1,516*	*1,269*	*0,981*	*1,353*	*0,357*	*3,547*
T4CDF	100%	0,276	0,233	0,185	0,228	0,094	0,642
P5CDF	100%	0,204	0,158	0,193	0,140	0,074	0,630
H6CDF	100%	0,194	0,136	0,219	0,123	0,055	0,680
H7CDF	100%	0,167	0,109	0,210	0,087	0,043	0,633
OCDF	100%	0,110	0,073	0,126	0,055	0,030	0,374
Total PCDF		*0,951*	*0,735*	*0,908*	*0,642*	*0,363*	*2,959*
TOTAL PCDD/PCDF		**2,468**	**2,038**	**1,867**	**1,931**	**0,745**	**6,506**

Concentration en équivalent toxique		0,046	0,038	0,037	0,035	0,017	0,125

PCDD/PCDF: Statistiques pour la station rue Ontario pour l'été 2000
(n = 5; 1 mai au 30 septembre 2000)
Unités : pg/m^3, sauf pour les concentrations en équivalent toxique (pg ET/m^3)

	Fréquence de détection	Moyenne	Moyenne géométrique	Écart-type	Médiane	Minimum	Maximum
2378-T4CDD	20%	0,002	0,002	0,001	0,002	< LD	0,003
12378-P5CDD	80%	0,007	0,005	0,004	0,007	< LD	0,010
123478-H6CDD	40%	0,007	0,004	0,007	0,003	< LD	0,017
123678-H6CDD	80%	0,014	0,009	0,010	0,013	< LD	0,028
123789-H6CDD	80%	0,018	0,010	0,020	0,011	< LD	0,052
1234678-H7CDD	100%	0,180	0,123	0,152	0,174	0,032	0,407
OCDD	100%	0,569	0,392	0,455	0,635	0,106	1,201
Total 7 PCDD		*0,797*	*0,551*	*0,644*	*0,843*	*0,143*	*1,718*
2378-T4CDF	100%	0,028	0,026	0,012	0,024	0,019	0,050
12378-P5CDF	60%	0,004	0,003	0,004	0,004	< LD	0,010
23478-P5CDF	100%	0,008	0,008	0,004	0,007	0,005	0,016
123478-H6CDF	100%	0,023	0,018	0,018	0,022	0,008	0,052
123678-H6CDF	80%	0,008	0,005	0,006	0,008	< LD	0,017
234678-H6CDF	80%	0,011	0,007	0,008	0,009	< LD	0,024
123789-H6CDF	0%	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
1234678-H7CDF	100%	0,059	0,049	0,039	0,051	0,024	0,115
1234789-H7CDF	20%	0,004	0,003	0,004	0,003	< LD	0,012
OCDF	100%	0,052	0,038	0,040	0,054	0,013	0,108
Total 10 PCDF		*0,199*	*0,166*	*0,132*	*0,187*	*0,077*	*0,406*
TOTAL 17 PCDD/PCDF		**0,996**	**0,727**	**0,775**	**1,031**	**0,221**	**2,123**
T4CDD	40%	0,014	0,005	0,024	0,002	< LD	0,056
P5CDD	80%	0,027	0,013	0,029	0,015	< LD	0,072
H6CDD	100%	0,154	0,076	0,171	0,120	0,014	0,432
H7CDD	100%	0,396	0,264	0,357	0,380	0,074	0,954
OCDD	100%	0,569	0,392	0,455	0,635	0,106	1,201
Total PCDD		*1,161*	*0,759*	*1,025*	*1,161*	*0,196*	*2,715*
T4CDF	100%	0,152	0,127	0,104	0,112	0,059	0,317
P5CDF	100%	0,113	0,099	0,071	0,087	0,048	0,234
H6CDF	100%	0,112	0,097	0,067	0,109	0,045	0,221
H7CDF	100%	0,084	0,063	0,067	0,082	0,024	0,190
OCDF	100%	0,052	0,038	0,040	0,054	0,013	0,108
Total PCDF		*0,513*	*0,438*	*0,338*	*0,452*	*0,219*	*1,070*
TOTAL PCDD/PCDF		**1,674**	**1,239**	**1,353**	**1,706**	**0,476**	**3,785**

Concentration en équivalent toxique		0,026	0,022	0,016	0,024	0,009	0,051

PCDD/PCDF: Statistiques pour la station Rivière-de-Prairies pour l'hiver 2001
(n = 21 : 1er décembre 2000 au 31 mars 2001)
Unités : pg/m^3, sauf pour les concentrations en équivalent toxique (pg ET/m^3)

	Fréquence de détection	Moyenne	Moyenne géométrique	Écart-type	Médiane	Minimum	Maximum
2378-T4CDD	43%	0,002	0,001	0,002	0,001	< LD	0,012
12378-P5CDD	95%	0,013	0,009	0,012	0,007	< LD	0,049
123478-H6CDD	95%	0,020	0,014	0,018	0,013	< LD	0,066
123678-H6CDD	100%	0,033	0,024	0,028	0,016	0,006	0,104
123789-H6CDD	100%	0,051	0,035	0,050	0,026	0,006	0,194
1234678-H7CDD	100%	0,378	0,276	0,314	0,198	0,063	1,187
OCDD	100%	1,015	0,772	0,795	0,620	0,288	2,700
Total 7 PCDD		*1,512*	*1,139*	*1,198*	*0,858*	*0,390*	*4,312*
2378-T4CDF	100%	0,076	0,046	0,091	0,040	0,006	0,380
12378-P5CDF	90%	0,014	0,007	0,019	0,005	< LD	0,073
23478-P5CDF	95%	0,023	0,014	0,027	0,014	< LD	0,103
123478-H6CDF	100%	0,063	0,035	0,077	0,036	0,005	0,280
123678-H6CDF	100%	0,025	0,014	0,037	0,014	0,003	0,170
234678-H6CDF	100%	0,032	0,019	0,044	0,017	0,004	0,200
123789-H6CDF	62%	0,009	0,002	0,024	0,002	< LD	0,110
1234678-H7CDF	95%	0,083	0,056	0,084	0,062	< LD	0,380
1234789-H7CDF	90%	0,018	0,010	0,025	0,009	< LD	0,100
OCDF	100%	0,177	0,096	0,265	0,069	0,024	1,200
Total 10 PCDF		*0,519*	*0,330*	*0,583*	*0,323*	*0,066*	*2,339*
TOTAL 17 PCDD/PCDF		**2,031**	**1,549**	**1,589**	**1,426**	**0,467**	**5,599**
T4CDD	90%	0,065	0,025	0,096	0,023	< LD	0,322
P5CDD	100%	0,139	0,071	0,149	0,078	0,005	0,596
H6CDD	100%	0,423	0,276	0,407	0,197	0,036	1,500
H7CDD	100%	0,779	0,543	0,701	0,413	0,110	2,486
OCDD	100%	1,015	0,772	0,795	0,620	0,288	2,700
Total PCDD		*2,422*	*1,749*	*2,069*	*1,573*	*0,468*	*7,604*
T4CDF	100%	0,277	0,163	0,295	0,180	0,017	1,015
P5CDF	100%	0,259	0,131	0,305	0,120	0,007	0,970
H6CDF	100%	0,244	0,144	0,297	0,160	0,029	1,200
H7CDF	100%	0,161	0,110	0,153	0,129	0,019	0,640
OCDF	100%	0,177	0,096	0,265	0,069	0,024	1,200
Total PCDF		*1,118*	*0,690*	*1,206*	*0,841*	*0,101*	*4,490*
TOTAL PCDD/PCDF		**3,540**	**2,552**	**3,014**	**2,143**	**0,638**	**10,643**

Concentration en équivalent toxique		0,062	0,041	0,062	0,034	0,008	0,222

PCDD/PCDF: Statistiques pour la station rue Ontario pour l'hiver 2001
(n = 19 : 1er décembre 2000 au 31 mars 2001)
Unités : pg/m^3, sauf pour les concentrations en équivalent toxique (pg ET/m^3)

	Fréquence de détection	Moyenne	Moyenne géométrique	Écart-type	Médiane	Minimum	Maximum
2378-T4CDD	26%	0,002	0,001	0,002	0,001	< LD	0,006
12378-P5CDD	95%	0,009	0,009	0,006	0,007	< LD	0,019
123478-H6CDD	79%	0,011	0,008	0,007	0,010	< LD	0,031
123678-H6CDD	84%	0,019	0,014	0,012	0,017	< LD	0,041
123789-H6CDD	89%	0,028	0,021	0,017	0,027	< LD	0,053
1234678-H7CDD	100%	0,195	0,158	0,127	0,150	0,058	0,520
OCDD	100%	0,557	0,469	0,304	0,557	0,152	1,200
Total 7 PCDD		*0,820*	*0,690*	*0,459*	*0,770*	*0,240*	*1,864*
2378-T4CDF	100%	0,046	0,037	0,032	0,045	0,013	0,140
12378-P5CDF	84%	0,008	0,006	0,007	0,008	< LD	0,032
23478-P5CDF	95%	0,014	0,011	0,010	0,014	< LD	0,043
123478-H6CDF	100%	0,036	0,026	0,029	0,027	0,006	0,110
123678-H6CDF	95%	0,015	0,011	0,013	0,011	< LD	0,048
234678-H6CDF	89%	0,018	0,013	0,016	0,015	< LD	0,067
123789-H6CDF	37%	0,003	0,002	0,003	0,002	< LD	0,010
1234678-H7CDF	100%	0,064	0,051	0,077	0,036	0,000	0,290
1234789-H7CDF	63%	0,008	0,006	0,007	0,006	< LD	0,024
OCDF	95%	0,061	0,047	0,042	0,054	< LD	0,150
Total 10 PCDF		0,274	0,212	0,200	0,232	0,058	0,768
TOTAL 17 PCDD/PCDF	**100%**	**1,094**	**0,917**	**0,630**	**0,964**	**0,298**	**2,631**
T4CDD	84%	0,037	0,019	0,040	0,022	< LD	0,160
P5CDD	100%	0,089	0,060	0,083	0,062	0,009	0,340
H6CDD	100%	0,231	0,159	0,178	0,170	0,023	0,720
H7CDD	100%	0,405	0,333	0,242	0,328	0,104	0,990
OCDD	100%	0,557	0,469	0,304	0,557	0,152	1,200
Total PCDD		*1,319*	*1,064*	*0,824*	*1,074*	*0,330*	*3,410*
T4CDF	100%	0,208	0,150	0,198	0,150	0,029	0,890
P5CDF	100%	0,143	0,101	0,105	0,158	0,008	0,440
H6CDF	100%	0,141	0,102	0,114	0,115	0,025	0,430
H7CDF	95%	0,088	0,050	0,080	0,075	< LD	0,320
OCDF	95%	0,062	0,048	0,042	0,054	< LD	0,150
Total PCDF		*0,641*	*0,490*	*0,479*	*0,604*	*0,117*	*2,110*
TOTAL PCDD/PCDF		**1,960**	**1,580**	**1,275**	**1,677**	**0,508**	**5,520**

Concentration en équivalent toxique		0,038	0,033	0,022	0,033	0,013	0,100

PCDD/PCDF: Statistiques pour la station Rivière-des-Prairies pour l'été 2001
(n = 8 : 1 mai au 30 septembre 2001)
Unités : pg/m^3, sauf pour les concentrations en équivalent toxique (pg ET/m^3)

	Fréquence de détection	Moyenne	Moyenne géométrique	Écart-type	Médiane	Minimum	Maximum
2378-T4CDD	38%	0,001	0,001	0,0003	0,001	< LD	0,002
12378-P5CDD	100%	0,013	0,012	0,007	0,012	0,006	0,028
123478-H6CDD	75%	0,008	0,006	0,008	0,005	< LD	0,028
123678-H6CDD	100%	0,016	0,012	0,018	0,011	0,005	0,059
123789-H6CDD	100%	0,016	0,013	0,012	0,013	0,005	0,043
1234678-H7CDD	100%	0,134	0,106	0,121	0,081	0,059	0,418
OCDD	100%	0,308	0,262	0,210	0,224	0,129	0,750
Total 7 PCDD		*0,496*	*0,416*	*0,370*	*0,342*	*0,213*	*1,327*
2378-T4CDF	100%	0,017	0,016	0,007	0,018	0,009	0,030
12378-P5CDF	50%	0,003	0,002	0,004	0,002	< LD	0,012
23478-P5CDF	75%	0,006	0,004	0,004	0,006	< LD	0,011
123478-H6CDF	100%	0,016	0,014	0,011	0,013	0,005	0,037
123678-H6CDF	100%	0,013	0,010	0,011	0,010	0,004	0,040
234678-H6CDF	100%	0,012	0,009	0,011	0,008	0,004	0,037
123789-H6CDF	25%	0,003	0,002	0,003	0,002	< LD	0,010
1234678-H7CDF	100%	0,065	0,045	0,079	0,038	0,021	0,259
1234789-H7CDF	25%	0,005	0,003	0,008	0,002	< LD	0,026
OCDF	100%	0,055	0,038	0,055	0,034	0,014	0,178
Total 10 PCDF		*0,194*	*0,151*	*0,181*	*0,147*	*0,067*	*0,628*
TOTAL 17 PCDD/PCDF		**0,691**	**0,573**	**0,544**	**0,497**	**0,280**	**1,955**
T4CDD	100%	0,024	0,021	0,013	0,022	0,010	0,053
P5CDD	100%	0,070	0,062	0,042	0,064	0,030	0,164
H6CDD	100%	0,160	0,134	0,122	0,120	0,055	0,448
H7CDD	100%	0,252	0,203	0,216	0,159	0,115	0,759
OCDD	100%	0,308	0,262	0,210	0,224	0,129	0,750
Total PCDD		*0,813*	*0,695*	*0,575*	*0,592*	*0,342*	*2,131*
T4CDF	100%	0,179	0,167	0,070	0,180	0,097	0,284
P5CDF	100%	0,234	0,189	0,189	0,179	0,096	0,667
H6CDF	100%	0,212	0,158	0,221	0,141	0,064	0,747
H7CDF	100%	0,092	0,060	0,199	0,053	0,021	0,383
OCDF	100%	0,055	0,038	0,055	0,034	0,014	0,178
Total PCDF		*0,772*	*0,637*	*0,612*	*0,590*	*0,296*	*2,211*
TOTAL PCDD/PCDF		**1,585**	**1,357**	**1,152**	**1,300**	**0,638**	**4,342**

Concentration en équivalent toxique		0,029	0,026	0,017	0,026	0,012	0,069

PCDD/PCDF: Statistiques pour la station rue Ontario pour l'été 2001
(n = 9 : 1 mai au 30 septembre 2001)
Unités : pg/m^3, sauf pour les concentrations en équivalent toxique (pg ET/m^3)

	Fréquence de détection	Moyenne	Moyenne géométrique	Écart-type	Médiane	Minimum	Maximum
2378-T4CDD	22%	0,001	0,001	0,001	0,001	< LD	0,003
12378-P5CDD	89%	0,008	0,007	0,004	0,007	< LD	0,016
123478-H6CDD	33%	0,003	0,003	0,002	0,003	< LD	0,007
123678-H6CDD	67%	0,006	0,005	0,004	0,005	< LD	0,013
123789-H6CDD	78%	0,008	0,006	0,005	0,005	< LD	0,016
1234678-H7CDD	100%	0,066	0,061	0,029	0,056	0,041	0,127
OCDD	100%	0,226	0,214	0,081	0,201	0,140	0,378
Total 7 PCDD		*0,318*	*0,300*	*0,121*	*0,298*	*0,196*	*0,559*
2378-T4CDF	100%	0,021	0,019	0,011	0,019	0,009	0,045
12378-P5CDF	56%	0,003	0,003	0,003	0,003	< LD	0,010
23478-P5CDF	89%	0,006	0,005	0,004	0,004	< LD	0,015
123478-H6CDF	100%	0,011	0,010	0,005	0,011	0,006	0,021
123678-H6CDF	78%	0,006	0,005	0,003	0,004	< LD	0,011
234678-H6CDF	56%	0,005	0,004	0,004	0,004	< LD	0,012
123789-H6CDF	22%	0,002	0,002	0,002	0,002	< LD	0,004
1234678-H7CDF	100%	0,030	0,026	0,015	0,021	0,014	0,056
1234789-H7CDF	33%	0,004	0,003	0,003	0,002	< LD	0,010
OCDF	100%	0,033	0,031	0,013	0,034	0,016	0,055
Total 10 PCDF		*0,121*	*0,111*	*0,058*	*0,089*	*0,071*	*0,239*
TOTAL 17 PCDD/PCDF		**0,439**	**0,412**	**0,177**	**0,419**	**0,267**	**0,798**
T4CDD	78%	0,015	0,008	0,012	0,015	< LD	0,030
P5CDD	100%	0,034	0,028	0,018	0,033	0,009	0,058
H6CDD	100%	0,063	0,052	0,035	0,067	0,011	0,110
H7CDD	100%	0,138	0,125	0,071	0,111	0,079	0,298
OCDD	100%	0,226	0,214	0,081	0,201	0,140	0,378
Total PCDD		*0,475*	*0,440*	*0,203*	*0,431*	*0,240*	*0,874*
T4CDF	100%	0,147	0,123	0,113	0,110	0,052	0,431
P5CDF	100%	0,088	0,077	0,054	0,081	0,031	0,221
H6CDF	100%	0,072	0,065	0,035	0,066	0,024	0,144
H7CDF	100%	0,045	0,039	0,027	0,035	0,017	0,099
OCDF	100%	0,033	0,031	0,013	0,034	0,016	0,055
Total PCDF		*0,386*	*0,340*	*0,232*	*0,351*	*0,157*	*0,950*
TOTAL PCDD/PCDF		**0,861**	**0,782**	**0,428**	**0,782**	**0,397**	**1,824**

Concentration en équivalent toxique		0,020	0,018	0,010	0,015	0,012	0,041

PCDD/PCDF: Statistiques pour la station Rivière-des-Prairies pour l'hiver 2002
(n = 8 : 1 décembre 2001 au 31 mars 2002)
Unités : pg/m^3, sauf pour les concentrations en équivalent toxique (pg ET/m^3)

	Fréquence de détection	Moyenne	Moyenne géométrique	Écart-type	Médiane	Minimum	Maximum
2378-T4CDD	88%	0,002	0,002	0,001	0,002	< LD	0,005
12378-P5CDD	100%	0,012	0,011	0,005	0,011	0,008	0,023
123478-H6CDD	100%	0,011	0,011	0,005	0,010	0,007	0,021
123678-H6CDD	100%	0,019	0,017	0,008	0,016	0,012	0,036
123789-H6CDD	100%	0,032	0,030	0,016	0,027	0,019	0,066
1234678-H7CDD	100%	0,249	0,231	0,119	0,209	0,168	0,514
OCDD	100%	0,750	0,703	0,295	0,618	0,478	1,173
Total 7 PCDD		*1,076*	*1,011*	*0,421*	*0,889*	*0,698*	*1,839*
2378-T4CDF	100%	0,038	0,034	0,019	0,042	0,014	0,073
12378-P5CDF	100%	0,008	0,007	0,004	0,007	0,002	0,014
23478-P5CDF	100%	0,015	0,012	0,008	0,016	0,004	0,024
123478-H6CDF	100%	0,032	0,026	0,019	0,036	0,006	0,063
123678-H6CDF	100%	0,013	0,012	0,006	0,013	0,004	0,024
234678-H6CDF	100%	0,017	0,015	0,008	0,017	0,004	0,028
123789-H6CDF	38%	0,001	0,001	0,0004	0,001	< LD	0,002
1234678-H7CDF	100%	0,065	0,059	0,027	0,064	0,019	0,115
1234789-H7CDF	100%	0,007	0,006	0,004	0,008	0,002	0,016
OCDF	100%	0,056	0,054	0,018	0,053	0,030	0,085
Total 10 PCDF		*0,253*	*0,231*	*0,102*	*0,260*	*0,086*	*0,407*
TOTAL 17 PCDD/PCDF	**100%**	**1,329**	**1,267**	**0,445**	**1,265**	**0,857**	**2,140**
T4CDD	100%	0,056	0,050	0,030	0,051	0,025	0,112
P5CDD	100%	0,124	0,109	0,066	0,118	0,051	0,248
H6CDD	100%	0,293	0,265	0,154	0,252	0,153	0,615
H7CDD	100%	0,479	0,440	0,241	0,393	0,302	1,005
OCDD	100%	0,750	0,703	0,295	0,618	0,478	1,173
Total PCDD		*1,702*	*1,595*	*0,707*	*1,517*	*1,063*	*3,154*
T4CDF	100%	0,233	0,214	0,093	0,238	0,084	0,406
P5CDF	100%	0,167	0,153	0,066	0,176	0,053	0,254
H6CDF	100%	0,163	0,148	0,062	0,164	0,043	0,257
H7CDF	100%	0,109	0,101	0,039	0,112	0,039	0,176
OCDF	100%	0,056	0,054	0,018	0,053	0,030	0,085
Total PCDF		*0,728*	*0,677*	*0,250*	*0,767*	*0,249*	*1,016*
TOTAL PCDD/PCDF		**2,431**	**2,307**	**0,864**	**2,306**	**1,365**	**4,150**

Concentration en équivalent toxique		0,042	0,039	0,017	0,044	0,021	0,072

PCDD/PCDF: Statistiques pour la station rue Ontario pour l'hiver 2002
(n = 7 : 1 décembre 2001 au 31 mars 2002)
Unités : pg/m^3, sauf pour les concentrations en équivalent toxique (pg ET/m^3)

	Fréquence de détection	Moyenne	Moyenne géométrique	Écart-type	Médiane	Minimum	Maximum
2378-T4CDD	100%	0,003	0,002	0,003	0,002	0,001	0,008
12378-P5CDD	100%	0,012	0,011	0,007	0,010	0,005	0,025
123478-H6CDD	100%	0,012	0,010	0,008	0,010	0,004	0,024
123678-H6CDD	100%	0,020	0,017	0,013	0,016	0,007	0,040
123789-H6CDD	100%	0,032	0,024	0,027	0,016	0,011	0,072
1234678-H7CDD	100%	0,276	0,238	0,163	0,245	0,109	0,534
OCDD	100%	0,997	0,866	0,526	1,043	0,304	1,886
Total 7 PCDD		*1,353*	*1,184*	*0,712*	*1,369*	*0,451*	*2,589*
2378-T4CDF	100%	0,047	0,041	0,030	0,038	0,020	0,109
12378-P5CDF	100%	0,010	0,008	0,006	0,008	0,004	0,018
23478-P5CDF	100%	0,015	0,013	0,008	0,014	0,006	0,026
123478-H6CDF	100%	0,034	0,029	0,016	0,039	0,010	0,054
123678-H6CDF	100%	0,014	0,012	0,007	0,013	0,005	0,022
234678-H6CDF	100%	0,017	0,014	0,008	0,019	0,004	0,027
123789-H6CDF	29%	0,001	0,001	0,001	0,001	< LD	0,003
1234678-H7CDF	100%	0,064	0,058	0,025	0,073	0,021	0,088
1234789-H7CDF	100%	0,010	0,008	0,006	0,008	0,003	0,020
OCDF	100%	0,073	0,067	0,032	0,065	0,028	0,119
Total 10 PCDF		*0,285*	*0,257*	*0,119*	*0,337*	*0,101*	*0,412*
TOTAL 17 PCDD/PCDF		**1,637**	**1,446**	**0,819**	**1,706**	**0,552**	**3,001**
T4CDD	100%	0,072	0,062	0,042	0,056	0,029	0,142
P5CDD	100%	0,130	0,106	0,089	0,107	0,039	0,295
H6CDD	100%	0,330	0,262	0,238	0,261	0,090	0,740
H7CDD	100%	0,538	0,455	0,338	0,436	0,199	1,098
OCDD	100%	0,997	0,866	0,526	1,043	0,304	1,886
Total PCDD		*2,068*	*1,793*	*1,168*	*1,991*	*0,709*	*4,161*
T4CDF	100%	0,291	0,257	0,159	0,218	0,128	0,536
P5CDF	100%	0,181	0,159	0,097	0,162	0,082	0,344
H6CDF	100%	0,165	0,143	0,080	0,183	0,046	0,262
H7CDF	100%	0,117	0,106	0,048	0,134	0,042	0,166
OCDF	100%	0,073	0,067	0,032	0,065	0,028	0,119
Total PCDF		*0,827*	*0,742*	*0,390*	*0,841*	*0,326*	*1,407*
TOTAL PCDD/PCDF		**2,895**	**2,551**	**1,487**	**2,832**	**1,035**	**5,370**

Concentration en équivalent toxique		0,044	0,039	0,025	0,039	0,019	0,088

Annexe 3 : Synthèse des résultats statistiques des COV non polaires aux stations RDP et rue Ontario

Station :	RDP					RDP					Ontario					Ontario				
Période :	Hivers 2001 et 2002					Étés 2001 et 2002					Hivers 2001 et 2002					Étés 2001 et 2002				
Substance[1] (µg/m³)	n	µ[2]	δ	Min	Max	n	µ	δ	Min	Max	n	µ	δ	Min	Max	n	µ	δ	Min	Max
Éthane	34	3,85	1,51	2,26	8,78	41	1,69	0,61	0,83	3,13	37	3,89	1,00	2,57	7,10	45	2,04	0,62	0,93	3,64
Propane	34	3,99	2,71	1,32	12,7	41	3,95	6,05	0,44	27,3	37	4,27	2,37	1,53	11,4	45	2,05	1,16	0,74	5,72
Butane	34	4,78	4,98	1,08	23,4	41	2,76	3,25	0,40	15,6	37	7,79	4,54	1,84	18,0	45	2,80	1,58	0,88	7,63
Isobutane	34	3,92	4,42	0,80	20,0	41	1,90	2,08	0,23	8,39	37	7,05	4,50	1,36	17,1	45	1,90	1,15	0,70	5,87
Cyclopentane	34	0,23	0,26	0,05	1,31	41	0,23	0,24	0,05	1,19	37	0,34	0,17	0,11	0,84	45	0,29	0,15	0,14	0,79
Pentane	34	1,77	1,82	0,51	9,52	41	1,67	1,78	0,33	8,72	37	2,53	1,25	0,82	5,71	45	1,96	0,97	0,85	4,82
Isopentane	34	4,13	4,63	0,93	23,3	41	4,24	5,02	0,67	26,6	37	6,17	3,38	1,52	14,6	45	4,99	2,83	2,27	15,9
2,2-Diméthylpropane	34	0,05	0,02	0,02	0,12	41	0,04	0,02	0,02	0,10	37	0,06	0,02	0,03	0,11	45	0,04	0,01	0,02	0,07
Cyclohexane	34	0,24	0,23	0,06	1,19	41	0,17	0,17	0,04	0,79	37	0,38	0,23	0,12	1,06	45	0,24	0,14	0,10	0,84
Méthylcyclopentane	34	0,66	0,88	0,14	4,42	41	0,45	0,46	0,10	2,31	37	0,91	0,47	0,29	2,15	45	0,59	0,30	0,28	1,65
2,2-Diméthylbutane	34	0,32	0,27	0,10	1,21	41	0,28	0,24	0,09	1,19	37	0,52	0,27	0,19	1,25	45	0,42	0,25	0,18	1,42
2,3-Diméthylbutane	34	0,31	0,35	0,05	1,61	41	0,30	0,29	0,07	1,46	37	0,49	0,27	0,16	1,27	45	0,41	0,19	0,22	1,08
3-Méthylpentane	34	0,93	0,97	0,22	4,51	36	0,83	0,88	0,22	4,10	36	1,43	0,72	0,49	3,29	38	1,16	0,58	0,31	2,85
2-Méthylpentane	30	1,49	1,48	0,34	6,56	40	1,32	1,28	0,33	6,36	34	2,10	1,04	0,73	5,14	45	1,77	0,82	0,91	4,39
Hexane	34	1,35	3,14	0,22	18,5	32	0,68	0,70	0,14	3,30	37	1,26	0,67	0,30	3,06	31	0,86	0,48	0,38	2,40
Méthylcyclohexane	34	0,29	0,34	0,06	1,80	41	0,25	0,22	0,05	1,09	37	0,52	0,34	0,13	1,45	45	0,30	0,20	0,11	1,09
2,2,3-Triméthylbutane	34	0,01	0,01	0,00	0,05	41	0,01	0,01	0,00	0,03	37	0,01	0,01	0,00	0,04	45	0,01	0,01	0,00	0,03
3-Méthylheptane	34	0,22	0,21	0,05	0,91	41	0,14	0,10	0,04	0,51	37	0,33	0,15	0,13	0,70	45	0,23	0,12	0,11	0,76
2-Méthylheptane	34	0,22	0,22	0,05	0,98	41	0,15	0,10	0,05	0,53	37	0,32	0,14	0,12	0,67	45	0,23	0,12	0,10	0,71
4-Méthylheptane	34	0,09	0,09	0,02	0,37	41	0,06	0,04	0,01	0,21	37	0,13	0,06	0,05	0,28	45	0,09	0,05	0,04	0,27
Heptane	34	0,49	0,47	0,12	2,25	41	0,35	0,26	0,10	1,34	37	0,72	0,37	0,29	1,83	45	0,42	0,21	0,19	1,21
3-Méthylhexane	34	0,59	0,56	0,13	2,64	41	0,40	0,33	0,10	1,59	37	0,87	0,39	0,31	1,84	45	0,57	0,25	0,29	1,57
2,2-Diméthylpentane	34	0,05	0,04	0,02	0,16	41	0,03	0,02	0,01	0,09	37	0,07	0,03	0,04	0,15	45	0,04	0,01	0,02	0,10
2,4-Diméthylpentane	34	0,13	0,12	0,03	0,56	41	0,09	0,06	0,02	0,31	37	0,19	0,09	0,08	0,45	45	0,12	0,05	0,06	0,30
2,3-Diméthylpentane	34	0,23	0,20	0,05	0,92	41	0,15	0,11	0,05	0,52	37	0,32	0,14	0,13	0,71	45	0,21	0,08	0,11	0,49
2-Méthylhexane	34	0,53	0,50	0,13	2,38	41	0,37	0,31	0,09	1,51	37	0,79	0,36	0,30	1,63	45	0,54	0,24	0,29	1,50
cis-1,4/t-1,3-diméthylcyclohexane	34	0,04	0,03	0,01	0,17	41	0,03	0,02	0,01	0,13	37	0,05	0,02	0,02	0,10	45	0,05	0,04	0,02	0,21
cis-1,3-Diméthylcyclohexane	34	0,08	0,08	0,02	0,43	41	0,09	0,07	0,02	0,38	37	0,11	0,05	0,04	0,26	45	0,12	0,09	0,04	0,55

Substance[1]	n	μ^2	δ	Min	Max	n	μ	δ	Min	Max	n	μ	δ	Min	Max	n	μ	δ	Min	Max
cis-1,2-Diméthylcyclohexane	34	0,04	0,02	0,01	0,12	41	0,04	0,01	0,02	0,09	37	0,05	0,02	0,02	0,09	45	0,04	0,02	0,02	0,14
trans-1,4-DiMÉcyclohexane	34	0,04	0,04	0,01	0,21	41	0,04	0,03	0,01	0,17	37	0,05	0,03	0,02	0,12	45	0,05	0,04	0,01	0,25
trans-1,2-DiMÉcyclohexane	32	0,05	0,07	0,00	0,35	41	0,04	0,04	0,00	0,17	35	0,06	0,04	0,02	0,20	45	0,05	0,11	0,00	0,72
2,2,4-Triméthylpentane	34	0,37	0,40	0,07	1,75	41	0,26	0,17	0,07	0,85	37	0,48	0,24	0,16	1,27	45	0,32	0,16	0,11	0,77
2,2-Diméthylhexane	34	0,03	0,02	0,01	0,09	41	0,02	0,01	0,01	0,06	37	0,04	0,01	0,02	0,08	45	0,03	0,01	0,01	0,07
Octane	34	0,22	0,23	0,06	1,17	41	0,18	0,14	0,05	0,71	37	0,29	0,14	0,10	0,70	45	0,23	0,15	0,10	0,86
2,4-Diméthylhexane	34	0,13	0,12	0,03	0,53	41	0,08	0,05	0,03	0,24	37	0,17	0,07	0,07	0,36	45	0,11	0,05	0,04	0,27
2,5-Diméthylhexane	34	0,09	0,09	0,02	0,38	41	0,06	0,04	0,02	0,17	37	0,13	0,06	0,04	0,28	45	0,08	0,03	0,04	0,20
2,3,4-Triméthylpentane	34	0,14	0,14	0,03	0,62	41	0,12	0,07	0,03	0,39	37	0,19	0,13	0,07	0,83	45	0,12	0,05	0,05	0,26
2,2,5-Triméthylhexane	34	0,05	0,04	0,01	0,19	41	0,08	0,08	0,01	0,47	37	0,05	0,05	0,02	0,35	45	0,03	0,01	0,02	0,06
Nonane	34	0,20	0,23	0,04	1,22	41	0,18	0,14	0,03	0,65	37	0,27	0,14	0,08	0,71	45	0,25	0,16	0,10	0,77
3,6-Diméthyloctane	34	0,03	0,03	0,01	0,15	41	0,03	0,02	0,00	0,07	37	0,04	0,02	0,01	0,12	45	0,03	0,02	0,01	0,07
Décane	34	0,24	0,26	0,05	1,31	41	0,23	0,19	0,04	0,87	37	0,40	0,22	0,08	0,93	45	0,36	0,23	0,14	1,20
Undécane	34	0,19	0,20	0,04	1,01	41	0,17	0,13	0,03	0,59	37	0,38	0,22	0,05	0,92	45	0,26	0,15	0,10	0,78
Dodécane	34	0,13	0,10	0,03	0,47	41	0,12	0,06	0,03	0,30	37	0,26	0,14	0,03	0,62	45	0,19	0,10	0,07	0,50
Alcanes totaux	34	32,7	30,8	10,6	144	41	24,0	22,7	5,83	106	37	46,2	22,5	15,0	107	45	26,2	12,13	13,2	67,2
Acétylène	34	3,04	2,41	0,83	11,1	41	0,79	0,45	0,29	2,36	37	3,99	2,23	1,41	10,3	45	1,38	0,58	0,62	2,87
Éthylène	34	4,44	5,48	1,20	32,5	41	1,93	3,59	0,54	23,6	37	4,31	1,92	1,81	9,73	45	2,54	0,89	1,30	4,82
1-Propyne	34	0,17	0,14	0,00	0,67	41	0,07	0,05	0,00	0,21	37	0,19	0,07	0,08	0,37	45	0,12	0,04	0,06	0,26
Propylène	34	1,31	1,07	0,39	5,15	41	0,61	0,43	0,21	2,28	37	1,54	0,78	0,53	3,54	45	1,00	0,44	0,43	2,25
1,3-Butadiène	34	0,26	0,20	0,08	1,02	41	0,11	0,06	0,03	0,31	37	0,32	0,12	0,15	0,61	45	0,23	0,09	0,10	0,55
1-Butyne	34	0,03	0,01	0,00	0,07	41	0,02	0,01	0,00	0,03	37	0,03	0,01	0,00	0,05	45	0,02	0,01	0,00	0,04
1-Butène/Isobutène	34	0,93	0,87	0,29	3,83	41	0,53	0,43	0,19	1,97	37	1,46	0,75	0,51	3,61	45	0,69	0,25	0,35	1,42
trans-2-Butène	34	0,34	0,43	0,07	2,11	41	0,22	0,29	0,05	1,35	37	0,67	0,39	0,16	1,65	45	0,31	0,16	0,16	0,96
cis-2-Butène	34	0,30	0,38	0,06	1,93	41	0,22	0,28	0,05	1,34	37	0,57	0,32	0,15	1,35	45	0,30	0,16	0,16	0,94
Cyclopentène	34	0,07	0,05	0,02	0,22	41	0,06	0,05	0,01	0,23	37	0,11	0,04	0,04	0,22	45	0,11	0,04	0,06	0,23
Isoprène	34	0,14	0,10	0,05	0,49	41	0,57	0,61	0,05	2,72	37	0,22	0,09	0,10	0,44	45	0,42	0,26	0,09	1,27
trans-2-Pentène	34	0,21	0,25	0,05	1,33	41	0,21	0,25	0,05	1,29	37	0,37	0,18	0,11	0,78	45	0,33	0,18	0,14	1,06
2-Methyl-1-butène	34	0,27	0,24	0,07	1,19	41	0,33	0,34	0,09	1,81	37	0,40	0,19	0,11	0,90	45	0,43	0,18	0,20	1,08
cis-2-Pentène	34	0,16	0,18	0,03	0,94	41	0,14	0,15	0,04	0,77	37	0,26	0,13	0,07	0,59	45	0,21	0,10	0,09	0,62
1-Pentène	34	0,19	0,17	0,06	0,90	41	0,20	0,16	0,07	0,83	37	0,27	0,11	0,12	0,53	45	0,25	0,10	0,13	0,64
2-Méthyl-2-butène	34	0,31	0,43	0,06	2,23	41	0,22	0,26	0,04	1,32	37	0,53	0,35	0,11	1,38	45	0,39	0,21	0,16	1,29

Substance[1]	n	μ[2]	δ	Min	Max	n	μ	δ	Min	Max	n	μ	δ	Min	Max	n	μ	δ	Min	Max
3-Methyl-1-butène	18	0,05	0,04	0,02	0,18	41	0,07	0,07	0,01	0,36	21	0,09	0,04	0,04	0,18	45	0,10	0,05	0,04	0,29
Cyclohexène	34	0,04	0,02	0,00	0,09	41	0,03	0,01	0,00	0,07	37	0,06	0,02	0,03	0,10	45	0,04	0,01	0,03	0,07
1-Méthylcyclopentène	34	0,08	0,06	0,03	0,27	41	0,05	0,03	0,01	0,14	37	0,13	0,05	0,04	0,29	45	0,09	0,04	0,04	0,23
2-Ethyl-1-Butène	34	0,06	0,05	0,00	0,26	41	0,08	0,08	0,00	0,40	37	0,13	0,08	0,02	0,36	45	0,17	0,08	0,07	0,44
cis-2-Hexène	34	0,05	0,05	0,00	0,22	41	0,04	0,02	0,01	0,11	37	0,08	0,04	0,03	0,19	45	0,05	0,02	0,03	0,12
1-Hexène	34	0,34	0,70	0,06	4,13	39	0,23	0,59	0,04	3,82	37	0,24	0,10	0,09	0,54	41	0,18	0,13	0,06	0,89
3-Méthyl-1-pentène	34	0,03	0,03	0,01	0,14	41	0,03	0,02	0,00	0,10	37	0,05	0,02	0,02	0,10	45	0,04	0,01	0,02	0,09
trans-4-Méthyl-2-pentène	34	0,01	0,01	0,00	0,05	41	0,01	0,01	0,00	0,05	37	0,01	0,01	0,00	0,04	45	0,02	0,01	0,00	0,05
cis-4-Méthyl-2-pentène	34	0,02	0,04	0,00	0,19	41	0,02	0,04	0,00	0,15	36	0,03	0,04	0,00	0,13	45	0,04	0,04	0,00	0,16
4-Méthyl-1-pentène	34	0,03	0,03	0,00	0,13	41	0,03	0,02	0,00	0,07	37	0,04	0,02	0,00	0,10	45	0,03	0,01	0,00	0,07
trans-3-Méthyl-2-pentène	34	0,04	0,05	0,00	0,21	41	0,03	0,02	0,01	0,10	37	0,07	0,04	0,00	0,19	45	0,05	0,02	0,03	0,13
trans-2-Hexène	34	0,06	0,06	0,02	0,28	41	0,04	0,03	0,01	0,14	37	0,10	0,04	0,04	0,22	45	0,08	0,03	0,04	0,21
cis-3-Méthyl-2-pentène	34	0,05	0,05	0,01	0,25	41	0,03	0,02	0,01	0,09	37	0,08	0,04	0,02	0,22	45	0,05	0,02	0,02	0,11
1-Méthylcyclohexène	*34*	*0,05*	*0,02*	*0,01*	*0,11*	*41*	*0,04*	*0,02*	*0,00*	*0,08*	*37*	*0,07*	*0,02*	*0,03*	*0,11*	*45*	*0,04*	*0,01*	*0,02*	*0,09*
cis-2-Heptène	34	0,04	0,03	0,01	0,11	41	0,02	0,01	0,00	0,05	37	0,05	0,02	0,02	0,09	45	0,03	0,01	0,01	0,05
trans-3-Heptène	34	0,02	0,01	0,00	0,04	41	0,02	0,01	0,01	0,04	37	0,03	0,01	0,00	0,07	45	0,03	0,01	0,01	0,05
1-Heptène	34	0,11	0,13	0,00	0,54	41	0,05	0,05	0,00	0,17	37	0,14	0,13	0,00	0,47	45	0,06	0,07	0,00	0,25
cis-3-Heptène	12	0,07	0,06	0,02	0,26	16	0,08	0,07	0,02	0,25	13	0,16	0,13	0,04	0,43	25	0,12	0,07	0,04	0,34
trans-2-Heptène	34	0,03	0,03	0,01	0,11	41	0,01	0,01	0,00	0,04	37	0,04	0,02	0,02	0,09	45	0,02	0,01	0,01	0,05
1-Octène	34	0,04	0,03	0,01	0,14	41	0,03	0,03	0,00	0,20	37	0,04	0,01	0,02	0,07	45	0,02	0,01	0,00	0,07
trans-2-Octène	14	0,04	0,04	0,01	0,15	16	0,08	0,08	0,01	0,28	15	0,07	0,04	0,03	0,16	25	0,09	0,09	0,02	0,41
1-Nonène	34	0,03	0,03	0,00	0,10	41	0,03	0,03	0,00	0,11	37	0,03	0,03	0,00	0,09	45	0,02	0,03	0,00	0,13
1-Décène	34	0,04	0,04	0,00	0,19	41	0,02	0,03	0,00	0,09	37	0,05	0,04	0,00	0,17	45	0,02	0,02	0,00	0,08
1-Undecène	18	0,02	0,01	0,00	0,04	41	0,01	0,02	0,00	0,07	21	0,18	0,65	0,00	3,00	45	0,02	0,03	0,00	0,20
Alcènes totaux	34	13,4	12,6	4,4	67,6	41	7,23	6,03	2,61	33,7	37	16,9	7,48	7,21	38,0	45	10,0	3,48	5,64	21,2
Fréon11	34	1,71	0,16	1,35	1,97	41	1,84	0,23	1,43	2,49	37	1,79	0,29	1,35	3,08	45	1,86	0,21	1,50	2,27
Dibromométhane	34	0,09	0,03	0,02	0,14	41	0,09	0,03	0,02	0,13	37	0,10	0,02	0,06	0,13	45	0,08	0,02	0,05	0,12
Tétrachlorure de carbone	34	0,66	0,06	0,53	0,75	41	0,64	0,06	0,53	0,88	37	0,68	0,06	0,59	0,79	45	0,64	0,05	0,51	0,73
Dibromochlorométhane	34	0,06	0,02	0,00	0,08	41	0,05	0,02	0,01	0,09	37	0,06	0,01	0,02	0,08	45	0,05	0,01	0,03	0,08
Bromoforme	34	0,06	0,02	0,02	0,11	41	0,05	0,01	0,01	0,07	37	0,06	0,01	0,03	0,10	44	0,05	0,01	0,03	0,08
Bromodichlorométhane	34	0,09	0,03	0,03	0,15	41	0,08	0,03	0,02	0,15	37	0,11	0,03	0,07	0,19	45	0,10	0,03	0,05	0,18
Chloroforme	34	0,13	0,03	0,08	0,19	41	0,20	0,08	0,09	0,49	37	0,15	0,03	0,08	0,21	45	0,15	0,05	0,07	0,28

Substance[1]	n	μ[2]	δ	Min	Max	n	μ	δ	Min	Max	n	μ	δ	Min	Max	n	μ	δ	Min	Max
Chlorométhane	34	1,15	0,08	1,00	1,35	41	1,18	0,12	0,95	1,64	37	1,17	0,11	0,90	1,40	45	1,14	0,11	0,97	1,49
Dichlorométhane	34	0,92	1,59	0,24	9,08	41	0,88	0,83	0,23	4,30	37	1,53	1,17	0,32	6,88	45	1,49	1,01	0,47	5,96
Bromométhane	34	0,13	0,03	0,05	0,16	41	0,14	0,03	0,07	0,19	37	0,14	0,02	0,08	0,20	45	0,22	0,57	0,09	3,96
Bromotrichlorométhane	8	0,01	0,01	0,00	0,01	0			0,00	0,00	8	0,01	0,01	0,00	0,02	0			0,00	0,00
cis-1,2-Dichloroéthylène	34	0,04	0,01	0,00	0,05	37	0,03	0,01	0,00	0,05	37	0,03	0,01	0,01	0,05	39	0,03	0,01	0,00	0,05
Bromure d'éthylène	34	0,03	0,01	0,00	0,04	41	0,03	0,01	0,00	0,05	37	0,03	0,01	0,01	0,04	45	0,02	0,01	0,00	0,04
Tétrachloroéthylène	34	0,43	0,53	0,10	3,03	41	0,38	0,32	0,08	1,74	37	0,60	0,30	0,19	1,46	45	0,52	0,31	0,14	1,81
Chloroéthane	34	0,09	0,06	0,02	0,32	41	0,08	0,05	0,03	0,32	37	0,09	0,05	0,05	0,35	45	0,08	0,03	0,05	0,23
Trichloroéthylène	34	0,18	0,17	0,05	0,94	41	0,19	0,18	0,04	1,09	37	0,23	0,11	0,08	0,49	45	0,17	0,12	0,05	0,71
Dibromure d'éthylène	34	0,05	0,02	0,00	0,08	41	0,05	0,02	0,00	0,08	37	0,06	0,02	0,03	0,08	45	0,04	0,01	0,01	0,07
trans-1,2-Dichloroéthylène	34	0,03	0,01	0,00	0,04	41	0,03	0,01	0,00	0,05	37	0,03	0,01	0,01	0,05	45	0,03	0,01	0,01	0,05
1,2-Dichloroéthane	34	0,08	0,01	0,04	0,10	41	0,06	0,01	0,03	0,07	37	0,08	0,01	0,07	0,11	45	0,06	0,01	0,05	0,09
1,1-Dichloroéthane	34	0,03	0,01	0,00	0,05	41	0,03	0,01	0,00	0,05	37	0,04	0,01	0,01	0,05	45	0,03	0,01	0,01	0,05
1,1,2-Trichloroétane	34	0,04	0,01	0,00	0,05	41	0,04	0,01	0,00	0,06	37	0,04	0,01	0,02	0,06	45	0,03	0,01	0,00	0,06
Fréon 114	34	0,21	0,03	0,11	0,25	41	0,21	0,03	0,12	0,26	37	0,22	0,03	0,15	0,30	45	0,21	0,03	0,16	0,28
1,1-Dichloroéthylène	34	0,06	0,02	0,00	0,09	41	0,05	0,02	0,00	0,09	37	0,06	0,02	0,02	0,10	45	0,05	0,01	0,02	0,09
Chlorure de vinyle	34	0,02	0,01	0,00	0,04	41	0,02	0,01	0,00	0,03	37	0,02	0,01	0,01	0,03	45	0,02	0,01	0,00	0,03
1,1,1-Trichloroéthane	34	0,44	0,17	0,27	1,20	41	0,43	0,38	0,30	2,77	37	0,30	0,05	0,24	0,53	45	0,26	0,04	0,19	0,47
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	34	0,05	0,02	0,00	0,07	41	0,05	0,02	0,00	0,08	37	0,06	0,01	0,03	0,08	45	0,04	0,01	0,02	0,07
trans-1,3-Dichloropropène	34	0,01	0,01	0,00	0,02	41	0,01	0,01	0,00	0,04	36	0,02	0,01	0,00	0,03	45	0,01	0,01	0,00	0,02
1,2-Dichloropropane	34	0,04	0,01	0,00	0,06	41	0,03	0,01	0,00	0,06	37	0,04	0,01	0,00	0,06	45	0,03	0,01	0,00	0,05
Cis-1,3-Dichloropropène	34	0,00	0,00	0,00	0,01	41	0,00	0,00	0,00	0,01	37	0,00	0,00	0,00	0,01	45	0,00	0,00	0,00	0,01
Hexachlorobutadiène	34	0,01	0,02	0,00	0,06	41	0,02	0,03	0,00	0,07	37	0,01	0,02	0,00	0,06	45	0,01	0,02	0,00	0,06
1,4-Dichlorobutane	34	0,01	0,02	0,00	0,06	41	0,01	0,02	0,00	0,10	37	0,01	0,02	0,00	0,05	45	0,01	0,01	0,00	0,03
Chlorobenzène	34	0,04	0,01	0,01	0,06	41	0,04	0,01	0,01	0,06	37	0,00	0,01	0,00	0,04	45	0,01	0,02	0,00	0,06
1,3-Dichlorobenzène	34	0,04	0,02	0,00	0,07	41	0,03	0,02	0,00	0,07	37	0,05	0,02	0,00	0,09	45	0,04	0,02	0,00	0,06
1,2,4-Trichlorobenzène	34	0,07	0,10	0,00	0,34	41	0,07	0,04	0,00	0,15	37	0,08	0,09	0,00	0,34	45	0,07	0,04	0,00	0,14
1,2-Dichlorobenzène	34	0,04	0,03	0,00	0,08	41	0,04	0,02	0,00	0,07	37	0,06	0,02	0,00	0,10	45	0,04	0,02	0,00	0,07
Fréon 12	34	2,83	0,81	2,11	7,29	41	2,91	0,20	2,42	3,20	37	2,88	0,27	2,09	3,35	45	3,74	3,34	2,47	23,4
Benzylchloride	34	0,00	0,01	0,00	0,05	41	0,01	0,02	0,00	0,07	37	0,05	0,01	0,03	0,07	45	0,04	0,01	0,02	0,06
Freon113	34	0,68	0,06	0,54	0,80	41	0,72	0,06	0,54	0,80	37	0,83	0,18	0,63	1,79	45	1,18	0,33	0,63	2,12
Halogènes totaux	34	10,5	3,36	7,33	27,8	41	10,7	1,56	8,25	15,5	37	11,7	1,73	8,77	17,4	45	12,6	3,88	8,65	33,1

Substance[1]	n	µ[2]	δ	Min	Max	n	µ	δ	Min	Max	n	µ	δ	Min	Max	n	µ	δ	Min	Max
Benzène	34	2,02	1,75	0,68	7,77	41	0,84	0,64	0,25	2,80	37	1,98	0,76	0,92	3,99	45	1,28	0,65	0,64	3,81
Toluène	34	5,04	5,12	1,05	23,6	41	4,18	4,93	0,69	29,0	37	6,58	3,03	2,12	12,7	45	6,16	5,42	2,41	36,7
Styrène	34	0,23	0,28	0,02	1,37	41	0,14	0,12	0,03	0,50	37	0,20	0,11	0,02	0,45	45	0,14	0,06	0,05	0,30
Éthylbenzène	34	0,90	1,00	0,19	5,25	41	0,69	0,60	0,13	3,16	37	1,16	0,64	0,35	2,88	45	1,06	0,98	0,36	6,15
Indane	34	0,10	0,08	0,03	0,43	41	0,07	0,04	0,02	0,18	37	0,14	0,06	0,03	0,29	45	0,10	0,04	0,05	0,23
Iso-Propylbenzène	34	0,07	0,05	0,02	0,28	41	0,06	0,04	0,02	0,29	37	0,08	0,03	0,04	0,16	45	0,06	0,02	0,03	0,14
n-Propylbenzène	34	0,16	0,16	0,04	0,86	41	0,12	0,07	0,04	0,38	37	0,21	0,10	0,08	0,51	45	0,16	0,07	0,08	0,39
Sec-Butylbenzène	34	0,03	0,02	0,01	0,10	41	0,03	0,01	0,01	0,06	37	0,04	0,01	0,02	0,07	45	0,03	0,01	0,02	0,06
Tert-Butylbenzène	34	0,02	0,01	0,00	0,04	41	0,02	0,01	0,00	0,05	37	0,03	0,01	0,00	0,04	45	0,02	0,01	0,00	0,04
Iso-Butylbenzène	34	0,03	0,01	0,01	0,08	41	0,03	0,01	0,00	0,05	37	0,04	0,01	0,02	0,06	45	0,03	0,01	0,02	0,06
Hexylbenzène	34	0,20	0,13	0,03	0,59	40	0,12	0,06	0,03	0,24	37	0,19	0,13	0,06	0,58	45	0,12	0,07	0,03	0,36
m et p-Xylène	34	2,57	3,20	0,46	17,1	41	2,11	1,87	0,34	9,41	37	3,44	2,00	0,87	8,52	45	3,35	3,22	1,03	20,5
o-Xylène	34	0,85	0,94	0,17	4,87	41	0,65	0,57	0,13	2,83	37	1,14	0,63	0,33	2,94	45	0,98	0,85	0,36	5,47
3-Éthyltoluène	34	0,43	0,50	0,10	2,60	41	0,31	0,23	0,08	1,17	37	0,61	0,34	0,08	1,70	45	0,46	0,21	0,19	1,29
4-Éthyltoluène	34	0,24	0,24	0,06	1,33	41	0,18	0,12	0,05	0,61	37	0,32	0,16	0,08	0,80	45	0,25	0,11	0,11	0,63
1,3,5-Triméthylbenzène	34	0,21	0,24	0,02	1,29	41	0,15	0,11	0,04	0,54	37	0,30	0,16	0,02	0,81	45	0,23	0,10	0,10	0,59
2-Éthyltoluène	34	0,18	0,19	0,05	1,02	41	0,13	0,09	0,04	0,44	37	0,25	0,12	0,07	0,62	45	0,19	0,08	0,09	0,48
1,2,4-Triméthylbenzène	34	0,64	0,72	0,14	3,73	41	0,47	0,35	0,13	1,72	37	0,94	0,52	0,05	2,54	45	0,71	0,33	0,30	1,94
1,2,3-Triméthylbenzène	34	0,17	0,18	0,04	0,95	41	0,14	0,09	0,04	0,43	37	0,24	0,12	0,03	0,58	45	0,19	0,08	0,10	0,48
1,3-Diéthylbenzène	34	0,06	0,04	0,01	0,19	41	0,04	0,02	0,01	0,10	37	0,07	0,03	0,02	0,15	45	0,06	0,02	0,03	0,12
p-Cymène	34	0,09	0,07	0,01	0,31	41	0,10	0,05	0,03	0,27	37	0,18	0,10	0,03	0,42	45	0,08	0,04	0,03	0,20
1,4-Diéthylbenzène	34	0,13	0,10	0,03	0,51	41	0,11	0,06	0,03	0,27	37	0,18	0,08	0,04	0,41	45	0,14	0,06	0,06	0,31
n-Butylbenzène	34	0,05	0,03	0,02	0,15	41	0,04	0,02	0,01	0,09	37	0,06	0,02	0,02	0,13	45	0,05	0,02	0,02	0,10
1,2-Diéthylbenzène	34	0,03	0,01	0,01	0,06	41	0,03	0,01	0,00	0,05	37	0,04	0,01	0,02	0,06	45	0,03	0,01	0,01	0,05
Aromatiques totaux	34	14,5	14,6	3,70	73,7	41	10,7	9,59	2,41	52,7	37	18,4	8,80	6,34	40,3	45	15,9	10,7	6,5	62,3
COV totaux	34	71,2	59,5	27,7	286	41	52,7	37,4	20,9	189	37	93,3	38,5	37,6	192	45	64,7	27,6	35,7	159

n = nombre de valeurs; µ = moyenne; δ = écart type; Min = valeur minimum; Max = valeur maximum

1. Les substances suivantes étaient sous la limite de détection : 4-Méthyloctane, 3-Méthyloctane, 2,5-Diméthylheptane, 2-Methyl-1-Pentène, 2-methyl-2-Pentène, cis-2-Octène, Bromochlorométhane
2. Les valeurs peuvent changer dû à l'arrondissement des nombres.

Annexe 4 : Contribution des COV non polaires (%) aux stations RDP et rue Ontario

Substance	RDP	Ont.	Substance	RDP	Ont.
Alcanes	**42,23**	**44,53**	**Alcènes/alcynes**	**15,47**	**16,55**
Propane	5,89	3,84	Éthylène	4,43	4,28
Isopentane	5,72	6,83	Acétylène	2,83	3,01
Éthane	5,49	4,22	Propylène	1,48	1,60
Butane	5,30	6,38	1-Butène/Isobutène	1,13	1,32
Isobutane	3,86	5,11	Isoprène	0,70	0,43
Pentane	2,46	2,82	2-Methyl-1-butène	0,48	0,55
2-Méthylpentane	1,85	2,37	1-Hexène	0,42	0,26
Hexane	1,18	1,13	trans-2-Butène	0,38	0,59
3-Méthylpentane	1,17	1,42	cis-2-Butène	0,36	0,52
Méthylcyclopentane	0,75	0,90	2-Méthyl-2-butène	0,34	0,54
3-Méthylhexane	0,72	0,86	1-Pentène	0,32	0,34
2-Méthylhexane	0,66	0,82	1,3-Butadiène	0,31	0,35
Heptane	0,65	0,67	trans-2-Pentène	0,29	0,44
2,2,4-Triméthylpentane	0,47	0,50	cis-2-Pentène	0,21	0,29
2,2-Diméthylbutane	0,46	0,57	1-Propyne	0,18	0,19
2,3-Diméthylbutane	0,45	0,58	1-Heptène	0,13	0,12
Méthylcyclohexane	0,39	0,45	2-Éthyl-1-Butène	0,12	0,21
Décane	0,37	0,47	1-Méthylcyclopentène	0,11	0,14
Cyclopentane	0,34	0,41	Cyclopentène	0,11	0,15
Undécane	0,33	0,38	3-Methyl-1-butene	0,09	0,12
Octane	0,31	0,32	1-Méthylcyclohexène	0,09	0,07
Cyclohexane	0,30	0,36	trans-2-Hexène	0,08	0,11
2,3-Diméthylpentane	0,29	0,33	Cyclohexène	0,07	0,07
Nonane	0,29	0,32	cis-2-Hexène	0,07	0,08
2-Méthylheptane	0,29	0,33	1-Octène	0,06	0,04
2,3,4-Triméthylpentane	0,27	0,19	trans-3-Méthyl-2-pentène	0,06	0,08
3-Méthylheptane	0,27	0,33	cis-3-Méthyl-2-pentène	0,06	0,08
Dodécane	0,24	0,31	1-Nonène	0,06	0,04
2,2,5-Triméthylhexane	0,21	0,05	cis-2-Heptène	0,06	0,05
2,4-Diméthylhexane	0,17	0,17	3-Méthyl-1-pentène	0,05	0,06
2,4-Diméthylpentane	0,16	0,20	1-Décène	0,05	0,04
2,5-Diméthylhexane	0,14	0,12	4-Méthyl-1-pentène	0,05	0,05
cis-1,3-Diméthylcyclohexane	0,13	0,14	1-Butyne	0,04	0,03
4-Méthylheptane	0,11	0,13	cis-3-Heptène	0,04	0,08
2,2-Diméthylpropane	0,09	0,07	trans-3-Heptène	0,04	0,04
cis-1,2-Diméthylcyclohexane	0,07	0,06	trans-2-Heptène	0,03	0,04
2,2-Diméthylpentane	0,07	0,07	1-Undecene	0,03	0,05
trans-1,2-DiMÉcyclohexane	0,06	0,06	cis-4-Méthyl-2-pentène	0,03	0,05
trans-1,4-DiMÉcyclohexane	0,06	0,06	trans-2-Octène	0,03	0,05
cis-1,4/t-1,3-Diméthylcyclohexane	0,06	0,06	Trans-4-Méthyl-2-pentène	0,01	0,02
			2-Methyl-1-Pentène	0,00	0,00
3,6-Diméthyloctane	0,05	0,05	2-methyl-2-Pentène	0,00	0,00
2,2-Diméthylhexane	0,05	0,04	Cis-2-Octène	0,00	0,00
2,2,3-Triméthylbutane	0,02	0,02			
4-Méthyloctane	0,00	0,00			
3-Méthyloctane	0,00	0,00			
2,5-Diméthylheptane	0,00	0,00			

Substance	RDP	Ont.	Substance	RDP	Ont.
Halogènes	**22,99**	**17,72**	Hexachlorobutadiène	0,04	0,02
Fréon 12	6,44	4,79	1,4-Dichlorobutane	0,03	0,02
Fréon11	4,06	2,84	Benzylchloride	0,03	0,06
Chlorométhane	2,71	1,80	Trans-1,3-Dichloropropène	0,03	0,02
Freon113	1,63	1,59	cis-1,3-Dichloropropène	0,00	0,00
Tétrachlorure de carbone	1,48	1,00	Bromotrichlorométhane	0,00	0,00
Dichlorométhane	1,47	1,95	Bromochlorométhane	0,00	0,00
1,1,1-Trichloroéthane	0,90	0,41			
Tétrachloroéthylène	0,64	0,72	**Aromatiques**	**19,31**	**21,20**
Fréon 114	0,47	0,33	Toluène	6,74	7,74
Chloroforme	0,34	0,22	M et p-Xylène	3,51	4,15
Bromométhane	0,30	0,26	Benzène	2,16	2,05
Trichloroéthylène	0,30	0,24	Éthylbenzène	1,20	1,34
Dibromométhane	0,20	0,14	o-Xylène	1,13	1,28
Bromodichlorométhane	0,16	0,14	1,2,4-Triméthylbenzène	0,88	1,04
Chloroéthane	0,16	0,12	3-Éthyltoluène	0,57	0,68
1,2,4-Trichlorobenzène	0,16	0,12	Styrène	0,35	0,22
1,2-Dichloroéthane	0,15	0,11	4-Éthyltoluène	0,34	0,36
1,1-Dichloroéthylène	0,12	0,08	Hexylbenzène	0,32	0,22
Dibromochlorométhane	0,11	0,08	1,3,5-Triméthylbenzène	0,29	0,34
Bromoforme	0,11	0,08	2-Éthyltoluène	0,26	0,28
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	0,11	0,07	1,2,3-Triméthylbenzène	0,25	0,28
Dibromure d'éthylène	0,11	0,07	n-Propylbenzène	0,23	0,24
Chlorobenzène	0,09	0,01	1,4-Diéthylbenzène	0,22	0,22
1,2-Dichlorobenzène	0,09	0,07	p-Cymène	0,19	0,15
1,3-Dichlorobenzène	0,08	0,07	Indane	0,15	0,15
1,1,2-Trichloroétane	0,08	0,06	iso-Propylbenzène	0,11	0,10
1,2-Dichloropropane	0,07	0,05	1,3-Diéthylbenzène	0,09	0,09
1,1-Dichloroéthane	0,07	0,05	n-Butylbenzène	0,08	0,08
cis-1,2-Dichloroéthylène	0,06	0,04	sec-Butylbenzène	0,06	0,05
Bromure d'éthylène	0,06	0,04	1,2-Diéthylbenzène	0,06	0,04
trans-1,2-Dichloroéthylène	0,06	0,04	iso-Butylbenzène	0,06	0,05
Chlorure de vinyle	0,04	0,03	Tert-Butylbenzène	0,04	0,04

Annexe 5 : Synthèse des résultats statistiques des COV polaires

Station RDP :

Période	Substance	n	μ	δ	Min	Méd.	Max
Hivers 1999 à 2002	Formaldéhyde	77	4,12	2,05	0,88	3,60	11,58
	Acétaldéhyde	77	2,60	1,83	0,00	2,00	11,72
	Acroléine	77	0,38	0,66	0,00	0,17	3,50
	Acétone	77	2,59	1,83	0,00	2,26	11,26
	Propionaldéhyde	77	0,59	0,45	0,00	0,51	2,26
	Crotonaldéhyde	77	0,13	0,19	0,00	0,04	0,85
	2-butanone (MEK)/butyraldéhyde	77	1,30	1,90	0,00	0,88	14,48
	Benzaldéhyde	77	0,27	0,34	0,00	0,19	2,49
	Isovaléraldéhyde	77	0,04	0,11	0,00	0,00	0,63
	Valéraldéhyde	77	0,14	0,22	0,00	0,06	0,99
	o-Tolualdéhyde	77	0,02	0,08	0,00	0,00	0,59
	m-Tolualdéhyde	77	0,14	0,27	0,00	0,00	1,05
	p-Tolualdéhyde	77	0,01	0,04	0,00	0,00	0,34
	Méthyl Isobutyl cétone(MIBK)	77	0,16	0,28	0,00	0,00	1,14
	Hexanaldéhyde	77	0,13	0,17	0,00	0,07	0,71
	2,5-Diméthylbenzaldéhyde	77	0,01	0,06	0,00	0,00	0,33
	COV polaires totaux	77	12,60	7,24	2,25	10,74	45,38
Étés 1999 à 2002	Formaldéhyde	87	4,93	3,70	0,00	4,12	18,43
	Acétaldéhyde	87	1,68	0,98	0,00	1,53	4,92
	Acroléine	87	0,02	0,08	0,00	0,00	0,68
	Acétone	87	1,94	1,82	0,00	1,52	11,07
	Propionaldéhyde	87	0,46	0,31	0,00	0,43	1,57
	Crotonaldéhyde	87	0,09	0,12	0,00	0,04	0,46
	2-butanone (MEK)/butyraldéhyde	87	0,51	0,50	0,00	0,37	1,96
	Benzaldéhyde	87	0,19	0,17	0,00	0,15	1,20
	Isovaléraldéhyde	87	0,02	0,06	0,00	0,00	0,35
	Valéraldéhyde	87	0,19	0,28	0,00	0,12	1,89
	o-Tolualdéhyde	87	0,05	0,15	0,00	0,00	0,79
	m-Tolualdéhyde	87	0,05	0,19	0,00	0,00	1,55
	p-Tolualdéhyde	87	0,02	0,07	0,00	0,00	0,57
	Méthyl Isobutyl cétone(MIBK)	87	0,12	0,21	0,00	0,00	1,14
	Hexanaldéhyde	87	0,41	0,59	0,00	0,24	3,66
	2,5-Diméthylbenzaldéhyde	87	0,03	0,09	0,00	0,00	0,61
	COV polaires totaux	87	10,74	5,71	1,24	9,20	31,00

n = nombre de valeurs; μ = moyenne; δ = écart type; Min = valeur minimum; Méd. = médiane; Max = valeur maximum

Synthèse des résultats statistiques obtenus des COV polaires à la station rue Ontario

Période	Substance	n	μ	δ	Min	Méd.	Max
	Formaldéhyde	70	3,06	1,18	1,14	3,05	7,30
	Acétaldéhyde	70	2,55	1,79	0,79	1,99	10,45
	Acroléine	70	0,25	0,24	0,00	0,20	1,20
	Acétone	70	3,68	1,92	1,20	3,37	13,67
	Propionaldéhyde	70	0,59	0,35	0,15	0,48	2,43
	Crotonaldéhyde	70	0,13	0,13	0,00	0,10	0,81
Hivers	2-butanone (MEK)/butyraldéhyde	70	1,47	1,17	0,24	1,19	8,77
1999 à	Benzaldéhyde	70	0,19	0,12	0,00	0,15	0,78
2002	Isovaléraldéhyde	54	0,15	0,11	0,00	0,15	0,51
	Valéraldéhyde	70	0,12	0,08	0,00	0,12	0,45
	o-Tolualdéhyde	70	0,00	0,01	0,00	0,00	0,05
	m-Tolualdéhyde	70	0,04	0,04	0,00	0,04	0,25
	p-Tolualdéhyde	70	0,03	0,04	0,00	0,00	0,20
	Méthyl Isobutyl cétone(MIBK)	70	0,18	0,22	0,00	0,12	1,13
	Hexanaldéhyde	70	0,13	0,09	0,00	0,11	0,48
	2,5-Diméthylbenzaldéhyde	54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	COV polaires totaux	70	12,54	6,51	3,80	11,35	46,35
	Formaldéhyde	89	3,33	1,61	0,93	2,98	9,62
	Acétaldéhyde	89	2,36	1,33	0,76	2,04	7,74
	Acroléine	89	0,11	0,09	0,00	0,10	0,70
	Acétone	89	4,56	1,49	2,01	4,34	9,81
	Propionaldéhyde	89	0,70	0,68	0,22	0,56	6,08
	Crotonaldéhyde	89	0,18	0,13	0,02	0,16	0,73
Étés	2-butanone (MEK)/butyraldéhyde	89	1,36	0,74	0,36	1,22	4,01
1999 à	Benzaldéhyde	89	0,24	0,12	0,08	0,22	0,83
2002	Isovaléraldéhyde	65	0,19	0,11	0,00	0,17	0,55
	Valéraldéhyde	89	0,22	0,14	0,06	0,19	0,86
	o-Tolualdéhyde	89	0,00	0,01	0,00	0,00	0,03
	m-Tolualdéhyde	89	0,06	0,05	0,00	0,05	0,34
	p-Tolualdéhyde	89	0,03	0,05	0,00	0,02	0,40
	Méthyl Isobutyl cétone(MIBK)	89	0,21	0,14	0,00	0,17	0,73
	Hexanaldéhyde	89	0,26	0,14	0,06	0,23	0,73
	2,5-Diméthylbenzaldéhyde	70	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	COV polaires totaux	89	13,77	5,54	5,51	12,58	33,93

n = nombre de valeurs; μ = moyenne; δ = écart type; Min = valeur minimum; Méd. = médiane; Max = valeur maximum